

Leeswijzer MER IJmuiden Ver Alpha

Betreft
Leeswijzer MER IJmuiden Ver Alpha

Datum
25-4-2023

Aan
Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

Project nummer
721180

Van

Versie nummer
2.0

1. Inleiding

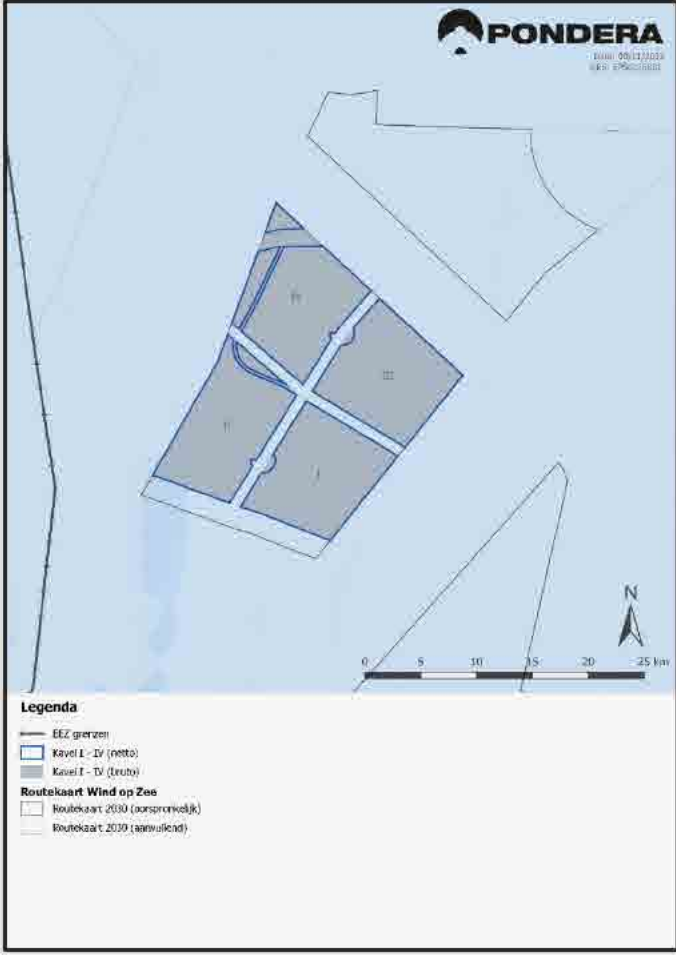
Ten behoeve van het kavelbesluit voor IJmuiden Ver Alpha is een Milieu Effect Rapport (MER), een Passende Beoordeling (PB) en een Soortbeschermingstoets (SBT) opgesteld. Het oorspronkelijke idee was om een MER, PB en SBT voor ieder kavelbesluit van 1 GW in windenergiegebied IJmuiden Ver op te stellen, dus voor kavel I, II, III, IV, V en VI. Inmiddels is door het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat besloten dat voor de kavels I en II slechts één kavelbesluit wordt genomen en dit nieuwe kavel van 2 GW kavel Alpha te noemen. Voor kavel III en IV wordt dit Beta genoemd en voor kavel V en VI is dat Gamma. Omdat op moment van deze beslissing van het ministerie over het samenvoegen van kavel I en II in kavel Alpha reeds separate MER-documenten voor kavel I en kavel II zijn opgesteld én om geen kostbare tijd te verliezen, heeft het ministerie besloten om pragmatisch te werk te gaan. Dit houdt in dat de separate MER-documenten voor kavel I en II intact blijven en dus niet worden samengevoegd tot één document. De MER-documenten met als titel 'Milieueffectrapport Kavel I Windenergiegebied IJmuiden Ver' en 'Milieueffectrapport Kavel II Windenergiegebied IJmuiden Ver' vormen tezamen het MER voor kavel Alpha.

Met deze leeswijzer wordt getracht om de gevolgen te schetsen van het samenvoegen van kavel I en II tot het kavel Alpha in relatie tot de reeds opgestelde MER-documenten van kavel I en kavel II. Dit wordt gedaan door alle relevante aspecten uit de MER-documenten te beoordelen op eventuele gevolgen van het samenvoegen van kavel I en II tot kavel Alpha. De belangrijkste aspecten zijn genoemd en bij aspecten die niet expliciet zijn benoemd in de volgende tabel kan van worden aangenomen dat samenvoegen van de kavels tot één kavel Alpha niet leidt tot andere conclusies. Veelal kunnen de kwantitatief gemaakte effecten van kavel I en II bij elkaar opgeteld worden, om zo de effecten te krijgen van kavel Alpha. Denk hierbij aan bijvoorbeeld aan het aantal aanvaringslachtoffers onder vogels. Bij meer kwalitatieve effectbeschrijvingen hebben we getoetst of effecten van kavel I en II opgeteld tot een andere conclusie zou leiden (maar dit bleek niet het geval te zijn). Omdat voor elk aspect ook in cumulatieve effecten zijn beschreven, waarbij zowel kavel I en II onderdeel uitmaken van het cumulatieve scenario, zijn deze cumulatieve effecten van beide kavels allemaal in beeld in beide MER-documenten. Wanneer effecten voor één enkel kavel gelden en niet voor het andere kavel is dat ook aangegeven, zoals bij mijnbouw en kabels en leidingen het geval is. Omdat alleen bij Overige gebruiksfuncties effecten tussen de kavels verschillen, is daar expliciet aangegeven hoe de beoordeling voor kavel Alpha eruit ziet. Bij de andere aspecten scoren kavel I en II identiek en is de beoordeling voor Alpha ongewijzigd en hierna achterwege gelaten.

Bovendien wordt in deze leeswijzer uitgelegd waar de belangrijkste resultaten per milieuaspect zijn beschreven en op welke manier de resultaten voor het gecombineerde kavel zijn te interpreteren.

2. Gevolgen samenvoegen documenten Milieueffectrapport Kavel I en Kavel II IJmuiden Ver

Tabel 1 Gevolgen samenvoegen documenten kavel I en II tot MER kavel Alpha

Aspect	Gevolgen samenvoegen kavel I en II tot kavel Alpha	Waar in MER-documenten?
Verkaveling	<p>De grens tussen kavel I en II bestaat uit een veiligheidszone van 2x500 meter, waarbinnen geen turbines zijn toegestaan. Ook voor het samenvoegen van kavel I en II tot kavel Alpha is deze ruimte benodigd voor zowel kabels die naar het platform van Tennet lopen alsmede voor een straalverbinding tussen platform Alpha (kavel I/II) en Beta (kavel III/IV). Het oppervlak van kavel Alpha is dus gelijk aan het oppervlak van kavel I+II. Zie de volgende figuur (=figuur 3.8 uit het MER).</p> 	§ 3.3
Alternatieven	<p>Er zijn voor de meeste milieuaspecten twee alternatieven onderzocht voor zowel kavel I als kavel II, een alternatief met 67 turbines van 15 MW elk (samen 1.005 MW) en een alternatief met 50 turbines van 20 MW elk (samen 1.000 MW). Nu beide kavels worden samengevoegd gaat het in totaal dus om een alternatief van 2x67 turbines van elk 15 MW (samen 2.010 MW) of om 2x50 turbines van elk 20 MW (samen 2.000 MW).</p>	§ 4.2.2

Morfologie en hydrodynamica	De effecten die per kavel I en kavel II zijn gepresenteerd in de MER-documenten, dienen bij elkaar opgeteld te worden om de effecten van kavel Alpha te krijgen. In de cumulatieve beoordeling wordt geconcludeerd dat bij de invulling van het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver nagenoeg dezelfde lokale, tijdelijke en verwaarloosbare effecten zullen optreden.	Hoofdstuk 5
Vogels en vleermuizen	De effecten die per kavel I en kavel II zijn gepresenteerd in de MER-documenten en bijlagen 4 en 5, dienen bij elkaar opgeteld te worden om de effecten van kavel Alpha te krijgen. De belangrijkste resultaten voor wat betreft vogels zijn weergegeven in tabel 6.14 en tabel 6.15 in beide MER-documenten met respectievelijk het maximaal aantal aanvaringsslachtoffers en maximaal aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies. Voor vleermuizen dienen de bepaalde slachtoffers per soort, zoals weergegeven in paragraaf 6.5.7 in beide MER-documenten, voor kavel I en II bij elkaar opgeteld te worden. Kavel I en II zijn beide meegenomen in de beschrijving van cumulatieve effecten voor vogels en vleermuizen (zie bijvoorbeeld tabel 6.24 voor vogels en paragraaf 6.7.3 voor vleermuizen in beide MER-documenten).	Hoofdstuk 6 en bijlage 4 en 5
Onderwaterleven	De effecten die per kavel I en kavel II zijn gepresenteerd in de MER-documenten en bijlage 6, dienen bij elkaar opgeteld te worden om de effecten van kavel Alpha te krijgen. Kavel I en II zijn beide meegenomen in de beschrijving van cumulatieve effecten.	Hoofdstuk 7 en bijlage 6
Scheepvaart en veiligheid	Uitgangspunt bij de effectbepaling is de ontwikkeling van windturbines in kavel I t/m IV. Het aantal aanvaringen en aandrijvingen voor deze 4 kavels zijn gepresenteerd, alsmede per kavel I en II (zie tabel 8.3 in beide MER-documenten). De aantallen aanvaringen en aandrijvingen van kavel I en II in tabel 8.3 kunnen opgeteld worden om het aantal voor kavel Alpha te krijgen. Ook het aantal verwachte doden per jaar door aanvaringen en aandrijvingen uit tabel 8.7 in beide MER-documenten kunnen bij elkaar opgeteld worden. Tevens zijn de effecten in cumulatie bepaald, waar kavel I en II onderdeel van uitmaken.	Hoofdstuk 8
Landschap	Omdat de minimale afstand van de windturbines tot de kust bepalend is voor de zichtbaarheid, en die afstand niet anders is bij kavel I en kavel Alpha (kavel I en II), namelijk 67 kilometer, zijn de effecten die gepresenteerd zijn voor kavel I van toepassing op kavel Alpha.	Hoofdstuk 9
Overige gebruiksfuncties	Bij de volgende gebruiksfuncties is conform de MER-documenten geen sprake van effecten, dus ook niet voor kavel Alpha: <ul style="list-style-type: none"> • Zand-, grind en schelpenwinning • Baggerstort • Telecommunicatie • Militaire activiteiten Bij de volgende gebruiksfuncties is conform de MER-documenten wel sprake van effecten, maar is dit slechts op kavel I of op kavel II van toepassing, waardoor er geen sprake is van cumulatie van effecten voor kavel Alpha (kavel I + II). De effectscore voor Alpha is dan de effectscore van het slechts scorende kavel: <ul style="list-style-type: none"> • Mijnbouw (boorput, platform en aftappunt liggen allen in kavel II): effectscore voor kavel II was 0 en blijft voor Alpha dan ook 0. • Kabels en leidingen (gaspijpleiding van Wintershall ligt alleen in kavel II): effectscore wordt 0/- (was 0 bij kavel I en 0/- bij kavel II). 	Hoofdstuk 10

	<p>Bij de volgende gebruiksfuncties is conform de MER-documenten wel sprake van effecten van zowel kavel I als kavel II:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Visserij. Kavel Alpha geeft een groter ruimtebeslag dan alleen kavel I of II wat gesloten wordt voor de visserij. Het oppervlak van kavel Alpha is echter zeer gering t.o.v. het totale bevisbare oppervlak op het NCP. De effectscore blijft gelijk (score is 0/-). • Archeologie en NGE. Met een groter aantal turbines voor kavel Alpha dan voor kavel I of II wordt ook de kans groter dat archeologische resten worden aangetast of NGE'en worden getroffen. Er zijn echter voldoende mitigerende maatregelen beschikbaar. Effectscore blijft gelijk voor kavel Alpha (score is 0/-). • Recreatievaart. Een groter gedeelte van de Noordzee is niet toegankelijk voor recreatievaart door kavel Alpha i.v.m. kavel I of II. Daarbij maakt de recreatievaart met name gebruik maakt van de 10 à 20 km brede zone langs de kust, waardoor gebiedssluitingen verder op zee een beperkt effect hebben. Score blijft gelijk (score is 0). • Helikopterverkeer. Een groter gedeelte van HMR KY650 overlapt met kavel Alpha i.v.m. kavel I of II, waardoor een groter gedeelte van de HMR moet worden verplaatst of verhoogt. Effectscore blijft echter gelijk voor kavel Alpha (score is -). • Bestaande windparken. Kavel I en II en omliggende windkavels hebben onderlinge invloed op elkaar door windafvang. In het hoofdstuk Elektriciteitsopbrengst is ingegaan op deze cumulatieve windafvangeffecten. De effectscore voor kavel Alpha blijft gelijk (score is 0/-). 	
Elektriciteitsopbrengst	De elektriciteitsproductie van kavel Alpha zal ongeveer twee keer zo groot zijn dan de afzonderlijke kavels I en II.	Hoofdstuk 11
Passende Beoordeling (PB)	<p>In de PB zijn voor vogels en vleermuizen en zeezoogdieren beide kavels I en II integraal opgenomen.</p> <p>Voor stikstof zijn berekeningen gemaakt voor een windpark in kavel I of II. Omdat relevante stikstofbronnen voor de aanleg van een windpark in kavel Alpha op grote afstand liggen van stikstofgevoelige natuurgebieden (> 60 a 70 km) en AERIUS enkel resultaten laat zien op maximaal 25 km van de emissiebron, zijn er ook geen resultaten te zien als kavel I en kavel II worden samengenomen in de berekeningen.</p> <p>Inmiddels heeft de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State de rekengrens van 25 kilometer als aanvaardbaar beoordeeld (zaaknummer 201702813/17). Dat betekent volgens de Afdeling niet dat stikstof die buiten de grens van 25 kilometer op beschermd natuurgebied terecht komt, niet relevant is. Die stikstofneerslag maakt deel uit van de totale stikstofneerslag in Nederland en is niet meer toe te rekenen aan het individuele project, in dit geval een windpark in kavel Alpha.</p>	Bijlage 9
Soortbeschermingstoets (SBT)	In de SBT zijn effecten van beide kavels I en II integraal opgenomen.	Bijlage 8

Milieueffectrapport Kavel I

Windenergiegebied IJmuiden Ver

Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

721180 | Definitief

21-6-2023



Pondera

Hoofdvestiging Nederland
Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
088 – pondera (088-7663372)
info@ponderaconsult.com

Postadres
Postbus 919
6800 AX Arnhem

Vestiging South East Asia
Jl. Mampang Prapatan XV no 18
Mampang
Jakarta Selatan 12790
Indonesia

Vestiging North East Asia
Suite 1718, Officia Building 92
Saemunan-ro, Jongno-gu
Seoul Province
Republic of Korea

Colofon

Soort document
Milieueffectrapport Kavel I

Projectnaam
Windenergiegebied IJmuiden Ver

Versienummer
Definitief

Datum
21-6-2023

Project nummer
721180

Opdrachtgever
Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

Auteur
Maarten Jaspers Fajjer, Maarten Sosef, Joost
Sissingh, Noud Maas

Nagekeken door
Sergej van de Bilt

Disclaimer

In het onderzoek is gebruik gemaakt van algemeen geaccepteerde uitgangspunten, modellen en informatie die ten tijde van het opstellen van dit rapport ter beschikking stonden. Aanpassingen in de uitgangspunten, modellen of gebruikte gegevens kunnen leiden tot andere uitkomsten. De aard en de nauwkeurigheid van de gebruikte gegevens voor het onderzoek bepalen in belangrijke mate de nauwkeurigheid en de onzekerheden van de berekende uitkomsten. Pondera is niet aansprakelijk voor gederfde inkomsten of schade die wordt geleden door opdrachtgever(s) en/of derden uit conclusies die gebaseerd zijn op gegevens die niet van Pondera afkomstig zijn. Deze rapportage is opgesteld met de intentie dat deze alleen gebruikt wordt door de opdrachtgever en slechts voor het doel waarvoor de rapportage is opgesteld. Er mag geen beroep worden gedaan op de informatie uit deze rapportage voor andere doeleinden zonder schriftelijke toestemming van Pondera. Pondera is niet verantwoordelijk voor de consequenties die kunnen voortvloeien uit het oneigenlijk gebruik van de rapportage. De verantwoordelijkheid voor het gebruik van (de analyse, resultaten en bevindingen in) de rapportage blijft bij de opdrachtgever. De Rechtsverhouding opdrachtgevers – architect, ingenieur en adviseur conform DNR 2011 is te allen tijde van toepassing. Pondera werkt met een kwaliteitsmanagementsysteem dat door EIK gecertificeerd is volgens de ISO 9001:2015 norm.

Inhoudsopgave

SAMENVATTING

SUMMARY

1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	M.e.r.-procedure voor het kavelbesluit	4
1.3	Inhoud milieueffectrapportage	4
1.4	Initiatiefnemer en betrokken partijen	4
1.5	Inspraak	5
1.6	Leeswijzer	5
2	Wet- en regelgeving en beleidskader	7
2.1	Beleid windenergie op zee	7
2.2	Belangrijkste internationale beleid	13
3	Locatiekeuze	16
3.1	Locatiekeuze IJmuiden Ver	16
3.2	Ligging en beschrijving van windenergiegebied IJmuiden Ver	18
3.3	Ligging kavels in het Windenergiegebied IJmuiden Ver	21
4	Aanpak effectbeoordeling	30
4.1	Inleiding bandbreedte-benadering	30
4.2	Uitwerking van de bandbreedte en alternatieven	31
4.3	Milieuaspecten	38
4.4	Effectbeoordeling	43
4.5	Mitigerende maatregelen	50
5	Morfologie en hydrodynamica	51
5.1	Beoordelingskader	51
5.2	Huidige situatie en autonome ontwikkeling	56
5.3	Effectbeschrijving	65
5.4	Effectbeoordeling	76
5.5	Cumulatie	76
5.6	Mitigerende maatregelen	77
5.7	Leemten in kennis	77
6	Vogels en vleermuizen	78
6.1	Inleiding	78
6.2	Te beschouwen alternatieven/bandbreedte	78
6.3	Beoordelingskader	79
6.4	Huidige situatie en autonome ontwikkeling	81
6.5	Effectbeschrijving	88
6.6	Conclusie	105
6.7	Cumulatie	106
6.8	Mitigerende maatregelen	112

6.9	Leemten in kennis en informatie _____	117
6.10	Grensoverschrijdende effecten _____	117
7	Onderwaterleven	118
7.1	Inleiding _____	118
7.2	Beoordelingskader _____	118
7.3	Huidige situatie en autonome ontwikkeling _____	120
7.4	Effectbeoordeling _____	126
7.5	Mitigerende maatregelen _____	133
7.6	Cumulatie _____	135
7.7	Leemten in kennis _____	141
8	Scheepvaartveiligheid	146
8.1	Inleiding _____	146
8.2	Te beschouwen bandbreedte en alternatieven _____	148
8.3	Beoordelingskader _____	148
8.4	Aanpak MARIN _____	148
8.5	Effectbeschrijving _____	160
8.6	Effectbeoordeling _____	165
8.7	Cumulatie _____	166
8.8	Mitigerende maatregelen _____	166
8.9	Leemten in kennis _____	169
9	Landschap	171
9.1	Inleiding _____	171
9.2	Opzet en Leeswijzer _____	174
9.3	Zichtbaarheid van windturbines op zee _____	174
9.4	Effectbeoordeling _____	183
9.5	Cumulatie _____	183
10	Overige gebruiksfuncties	185
10.1	Inleiding _____	185
10.2	Onderzochte alternatieven binnen de bandbreedte _____	185
10.3	Beoordelingskader _____	187
10.4	Visserij _____	188
10.5	Mijnbouw _____	206
10.6	Luchtvaart _____	208
10.7	Zand-, grind- en schelpenwinning _____	213
10.8	Baggerstort _____	215
10.9	Scheeps-, wal- en luchtvaartradar _____	215
10.10	Kabels en leidingen _____	221
10.11	Telecommunicatie _____	224
10.12	Militaire activiteiten en NGE _____	225
10.13	Recreatie en toerisme _____	229
10.14	Cultuurhistorie en archeologie _____	231
10.15	Bestaande windparken _____	235
10.16	Effectbeoordeling _____	237
10.17	Cumulatie _____	238
10.18	Mitigerende maatregelen _____	239
10.19	Leemten in kennis _____	240

11	Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies	241
11.1	Inleiding	241
11.2	Te beschouwen bandbreedte en alternatieven	241
11.3	Beoordelingskader	244
11.4	Berekende situaties	244
11.5	Effectbeschrijving	247
11.6	Effectbeoordeling	250
11.7	Cumulatie	250
11.8	Mitigerende maatregelen	252
11.9	Leemten in kennis	252
12	Conclusie	253
12.1	Inleiding	253
12.2	Toetsing aan wettelijk kader	253
12.3	Effecten binnen de bandbreedte	254
12.4	Cumulatie	261
12.5	Grensoverschrijdende effecten	263
12.6	Mitigerende maatregelen	264
12.7	Overwegingen voorkeursalternatief	266
12.8	Leemten in kennis	266
12.9	Monitoring en evaluatie	273

Bijlagen MER IJmuiden Ver

Bijlage 1 – Literatuurlijst

Bijlage 2 – Voornemen

Bijlage 3 – Coördinaten

Bijlage 4 – Achtergrondrapport Vogels en Vleermuizen

Bijlage 5 – Aanvullende ecologische analyse jan-van-gent

Bijlage 6 – Achtergrondrapport onderwaterleven

Bijlage 7 – Achtergrondrapport scheepsvaartveiligheid

Bijlage 8 – Soortenbeschermingstoets

Bijlage 9 – Passende beoordeling

Bijlage 10 – Elektriciteitsopbrengst berekening

Bijlage 11 – Actualisatie ALI-toets

Samenvatting

1. Inleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het realiseren van de opwekking van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. De periode tot en met 2030 richtte zich tot nu toe op de doelstelling uit het Klimaatakkoord om in 2030 jaarlijks 49 TWh aan windenergie van zee te produceren. Daarvoor is een capaciteit van ongeveer 11,5 gigawatt (GW) nodig.

Aanvullend op deze doelstelling heeft de minister met de vaststelling van drie nieuwe windenergiegebieden in het Programma Noordzee aangegeven voor 2030 nog eens 10,7 GW extra aan wind op zee te willen realiseren.

De Wet windenergie op zee geeft het Rijk de mogelijkheid kavels uit te geven voor de ontwikkeling van windparken op zee.

Om deze doelstellingen in 2030 te halen, zullen de komende jaren nieuwe kavels worden vastgesteld en uitgegeven. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die als windenergiegebied zijn aangewezen in het Programma Noordzee 2022 - 2027. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Na een kavelbesluit volgt vergunningverlening. Alleen de vergunninghouder heeft het recht om op de locatie van de kavel een windpark te bouwen en te exploiteren. In het Waterbesluit zijn algemene regels voor windparken op zee vastgelegd.

De Minister voor Klimaat en Energie kan, in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof, een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op.

Dit document betreft het MER voor kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver (zie figuur S1). Het MER beschrijft de milieueffecten die optreden bij de aanleg, exploitatie en verwijdering van windturbines in de kavel.

In deze samenvatting passeren de volgende paragrafen de revue na deze inleiding (paragraaf 1):

2. de beleidscontext en de aanleiding voor het te nemen kavelbesluit;
3. de locatiekeuze voor windenergiegebied IJmuiden Ver;
4. de verkaveling binnen windenergiegebied IJmuiden Ver;
5. de wijze van effectbeoordeling;
6. het resultaat van de effectbeoordeling;
7. cumulatie;
8. grensoverschrijdende effecten;
9. mitigerende maatregelen;
10. overwegingen voorkeursalternatief;
11. leemten in kennis en informatie;
12. monitoring en evaluatie.

2. Beleidscontext en aanleiding kavelbesluiten

De routekaart windenergie op zee omvat plannen voor het ontwikkelen van windparken met een totale capaciteit van ongeveer 21,5 GW in de volgende windenergiegebieden:

- Borssele met een vermogen van 1.502 MW;
- Hollandse Kust (zuid) met een vermogen van 1.520 MW;
- Hollandse Kust (west) met een vermogen van 2.100 MW;
- Ten noorden van de Waddeneilanden met een vermogen van 700 MW;
- IJmuiden Ver met een vermogen van circa 6.000 MW;
- Nederwiek met een vermogen van circa 6.000 MW;
- Doordewind met een vermogen van 4.000 MW;

Conform deze routekaart moet in 2030 ongeveer 11 GW aan windvermogen op zee operationeel zijn. De routekaart windenergie op zee ziet er daarmee uit zoals weergegeven in figuur S1. In tabel S1 is ook de verkaveling per windenergiegebied weergegeven.

Figuur S1 Routekaart Windenergie op zee juni 2022



Tabel S1 Aanvullende routekaart Windenergie op Zee 2030 (juni 2022)

Omvang (ca. GW)	Windenergiegebieden, kavel(s)	Tender Kavels	(Verwachte) ingebruikname windpark
1,0	In 2015 bestaande windparken	-	-
0,7	Borssele, kavels I en II	Gerealiseerd in 2016	2020
0,7	Borssele, kavels III, IV en V	Gerealiseerd in 2016	2020
0,7	Hollandse Kust (zuid), kavels I en II	Gerealiseerd in 2017	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (zuid), kavels III en IV	Gerealiseerd in 2019	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (noord), kavel V	Gerealiseerd in 2020	(2023)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VI	Gerealiseerd in 2022	(2025 - 2026)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VII		(2025 - 2026)
1,0	IJmuiden Ver, kavel III	Vierde kwartaal 2023	(2028)
1,0	IJmuiden Ver, kavel IV		(2028)
1,0	IJmuiden Ver, kavel I		(2029)
1,0	IJmuiden Ver, kavel II		(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), kavel V	Tweede kwartaal 2025	(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), kavel VI		(2029)
2,0	Nederwiek (zuid), kavel I	2026	(2030)
2,0	Nederwiek (noord), kavel II		(2030)
2,0	Nederwiek (noord), kavel III		(2031)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VIII	2026/2027	N.t.b.
0,7	Ten noorden van de Waddeneilanden, kavel I	2026/2027	(2031)
2,0	Doordewind, kavel I	2027	(2031)
2,0	Doordewind, kavel II	2027	(2031)

Dit MER is opgesteld voor kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver.

3. Locatiekeuze windenergiegebied

In het Programma Noordzee 2022 - 2027 zijn eerder aangewezen gebieden herbevestigd als windenergiegebied. Daarbij is ervoor gekozen om alleen de contouren van de gebieden aan te geven en zijn de kavels nog niet allemaal vastgelegd. Het windenergiegebied IJmuiden Ver heeft daarbij een aangepaste begrenzing gekregen zodat er geen overlap met Natura 2000-gebied de Bruine Bank bestaat. Dit heeft geen effect gehad op de kavels I - IV.

Onderzoek naar de locatiekeuze in eerdere MER

In (het planMER bij) het nationaal waterplan 2009 - 2015 is nagegaan of windenergiegebied IJmuiden Ver geschikt is voor de realisatie van windenergie. Daarbij zijn de effecten van windenergie in het gebied IJmuiden Ver op hoofdlijnen onderzocht wat betreft de aspecten ecologie, scheepvaartveiligheid, overige gebruiksfuncties (olie en gas, visserij, zandwinning, defensie etc.), geologie en hydrologie, landschap (zichtbaarheid), recreatie(vaart), cultuurhistorie en archeologie. In het planMER bij het Nationaal

Waterplan 2009-2015 is tevens gekeken naar de geschiktheid in vergelijking met de overige voor windenergie aangewezen gebieden.¹ Hieruit volgt dat het gebied niet minder geschikt is dan de overige aangewezen gebieden. Negatieve effecten zijn in algemene zin vergelijkbaar. Op het gebied van scheepvaart en recreatie zijn de effecten minder dan voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid, noord en west).

In de MER's voor de kavels van windenergiegebied Borssele en voor de kavels I en II van Hollandse Kust (zuid) is op hoofdlijnen de vergelijking tussen de windenergiegebieden gemaakt. Uit deze vergelijking op hoofdlijnen komen aandachtspunten naar voren waar rekening mee gehouden moet worden bij de verdere ontwikkeling van windenergie in de windenergiegebieden, zoals het effect op zeezoogdieren en vogels. Dit MER zal daar ook nadrukkelijk aandacht aan besteden,

Onderzoek naar de locatiekeuze in Programma Noordzee

Het Programma Noordzee (PNZ) 2022-2027, dat onderdeel is van het Nationaal Waterprogramma (NWP), heeft acht zoekgebieden op kaart gezet die in aanmerking komen om aangewezen te worden als windenergiegebied in de Noordzee tot 2040. Ook is sprake van een viertal reeds aangewezen en nog niet benutte (delen van) windenergiegebieden, die herbevestigd zijn. Bij het invullen van de doelstelling en de benodigde versnellingsopgave voor 2030 speelt windenergie op zee een belangrijke rol. Volgens de Stuurgroep Extra Opgave is 10 GW aan windenergie op zee nodig om 55% CO₂-reductie te kunnen behalen. Hiertoe is onderzocht wat nodig is voor het invullen van de resterende opgave van de 49%-doelstelling (0,7GW) in de bestaande windenergiegebieden en het vinden van ruimte voor de versnellingsopgave (55% EU-doelstelling) tot 2030.

Uit het planMER voor de aanvulling op het Programma Noordzee blijkt dat de 10,7 GW in de nieuw aangewezen en deels herbevestigde windenergiegebieden in zijn geheel nodig is om de 55% EU-doelstelling te kunnen halen. Daarnaast is onderzocht in welke reeds eerder aangewezen windenergiegebieden de meest geschikte ruimte is voor het realiseren van de resterende opgave voor de 49% doelstelling.

Deze ruimte is gevonden in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het zuidelijke deel van dit windenergiegebied is herbevestigd in het Programma Noordzee. De twee noordelijke kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn tevens herbevestigd in het Programma Noordzee (zie figuur S2). IJmuiden Ver maakt daarmee dus onderdeel uit van de routekaart om de CO₂-doelstelling in 2030 te halen. Verdere CO₂-reductie zal worden behaald met de nieuwe aangewezen gebieden.

Een locatieafweging tussen de nieuw aangewezen en deels herbevestigde gebieden met het windenergiegebied IJmuiden Ver is in zoverre niet noodzakelijk, omdat voor het behalen van de doelstellingen alle aangewezen gebieden noodzakelijk zijn.

4. Verkaveling

Het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Het gebied ligt op ongeveer 62 kilometer van de kust. Het windenergiegebied had oorspronkelijk een oppervlakte van in totaal 1170 km². Echter is in het Programma Noordzee 2022-2027 de zuidelijke begrenzing van het windenergiegebied IJmuiden Ver aangepast vanwege de aanwijzing van de Bruine Bank als Vogelrichtlijngebied. Het beoogde gebied voor de kavels I-IV reikt in zuidelijke richting tot deze

¹ Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

nieuwe zuidgrens en heeft een oppervlakte van ca. 388 km². De waterdiepte in het gehele (oorspronkelijk aangewezen) windenergiegebied varieert van 16,8 tot 46,9 meter (lowest astronomical tide - LAT).²

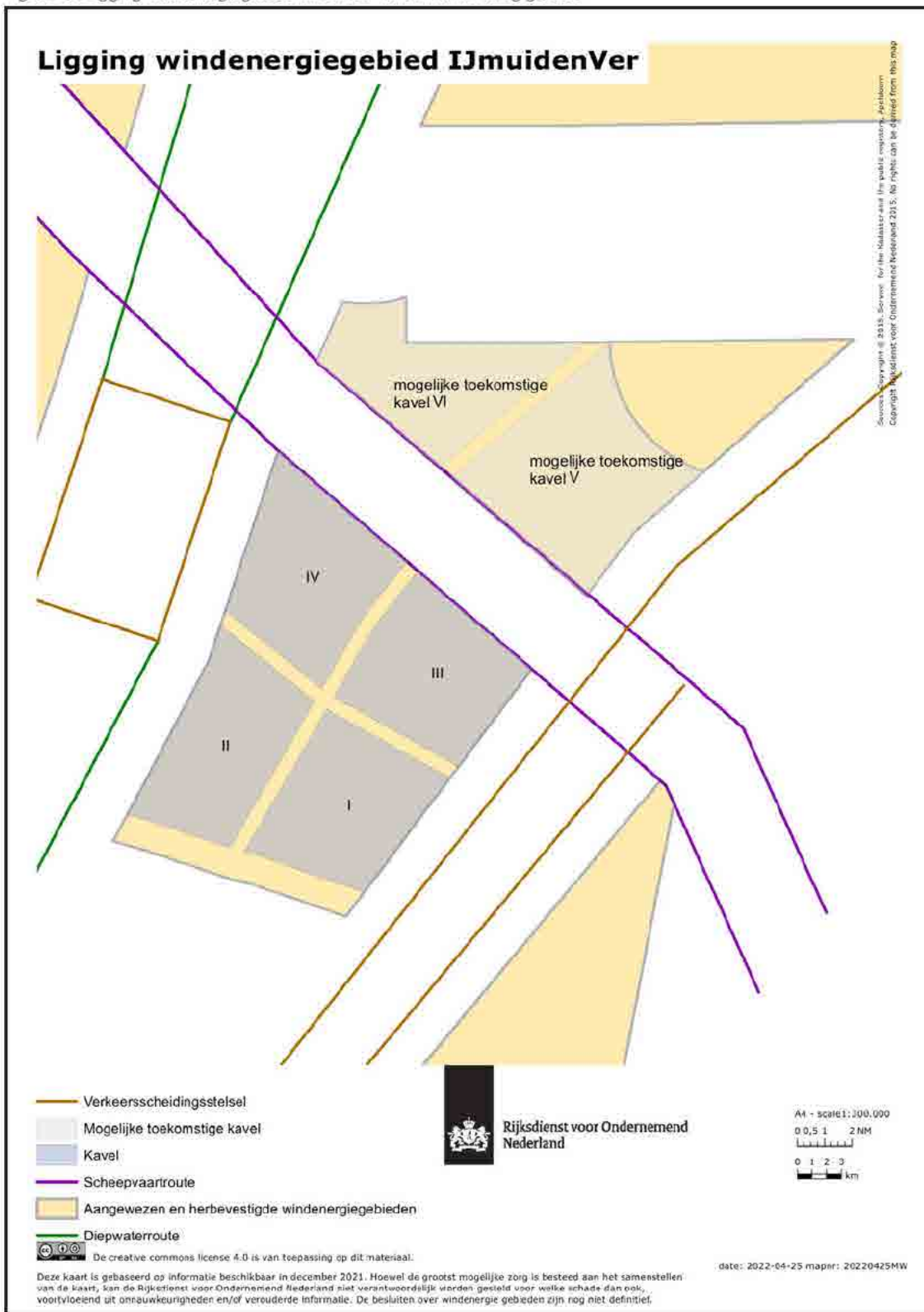
Binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver is ruimte voor zes kavels van elk ca. 1 GW. De tender van de kavels I tot en met IV is gepland in het vierde kwartaal van 2023. Voor de kavels V en VI ten noorden van de beoogde clearway is dat het tweede kwartaal van 2025. Het uitgangspunt van het Programma Noordzee 2022-2027 is het zoveel mogelijk combineren van het gebruik van de schaarse ruimte op de Noordzee met betrekkelijk compacte kavels van ca. 10 MW/km².

Bij de verkaveling worden diverse kaders en richtlijnen gehanteerd. In het Programma Noordzee 2022-2027 zijn bijvoorbeeld het 'Ontwerpproces: afstand tussen mijnbouwlocaties en windparken' en het 'Ontwerpcriterium afstand tussen scheepvaartroutes en windparken' opgenomen. Ook zijn onderzoeken verricht naar de effecten van zogturbulentie van windturbines op de vliegveiligheid³ en naar de helikopterbereikbaarheid van mijnbouwplatforms.

² Voor meer informatie over de kenmerken van het gebied, zie de locatiestudies op <https://offshorewind.rvo.nl/generalIJmuiden>

³ NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016. Zie ook: To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Figuur S2 Ligging windenergiegebied IJmuiden Ver en verkaveling gebied.



Kavel I

Kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt aan de zuidoostzijde van het windenergiegebied. Zoals aangegeven is de nu getrokken zuidelijke grens daar neergelegd vanwege de Bruine Bank, die recent is aangewezen als Vogelrichtlijngebied. Aan de oostzijde van de kavel ligt een scheepvaartroute en aan de westzijde de begrenzing met Kavel II, inclusief de toekomstige ligging van het platform net op zee IJmuiden Ver Alpha. Aan de noordzijde wordt de kavel begrenst door Kavel III. Tussen Kavel I en Kavel III is een deel van het kabeltracé voor het net op zee IJmuiden Ver Bèta voorzien.

5. Wijze van effectbeoordeling

Bandbreedte

In een MER worden alternatieven van een activiteit beoordeeld door ze op effecten te onderzoeken en naast elkaar te zetten. Een alternatief is een mogelijke manier waarop de voorgenomen activiteit, in dit geval opwekking van energie met windturbines, kan worden gerealiseerd met inachtneming van het doel van deze activiteit (zie tekstkader). In dit MER zijn alternatieven voor één gebied met één windpark onderzocht (zogenaamde 'kavel'). De alternatieven zijn opgebouwd uit een bandbreedte aan verschillende windturbineopstellingen en -types die mogelijk zijn binnen een dergelijke kavel.

De kavel binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver wordt aldus uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit.

Bandbreedte

Door een kavel uit te geven waarbinnen verschillende turbineopstellingen, turbintypes en funderingsmethoden mogelijk zijn, binnen een vooraf bepaalde bandbreedte, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk. De ontwikkelaar heeft binnen de bandbreedte de vrijheid om een optimaal ontwerp te maken voor het windpark in termen van kosteneffectiviteit en energieopbrengst. Deze bandbreedtebenadering stelt specifieke eisen aan het MER. Alle milieueffecten die verbonden zijn aan alle mogelijke opstellingen die het kavelbesluit mogelijk maakt, dienen onderzocht te zijn. Het onderzoeken van alle mogelijke opstellingen is door de veelheid aan denkbare combinaties echter niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van een worst-case-benadering: als de worst-case-situatie van de bandbreedte wat betreft de effecten toelaatbaar is, dan zijn alle opstellingen binnen de bandbreedte mogelijk.

Alternatieven

De worst case situatie zal voor verschillende aspecten anders zijn. Bij het onderzoek wordt hiermee rekening gehouden door als alternatieven in het MER meerdere worst case situaties te onderzoeken en te vergelijken. De parameters die de worst case situaties afbakenen worden benoemd en beschreven; denk hierbij aan zaken als maximaal aantal turbines, maximale onder-/bovengrens van de rotor, maximaal rotoroppervlak, kenmerken van de funderingsmethode etc.

Om een beeld te verkrijgen van de mogelijkheden om de effecten te verminderen worden voor elk aspect tevens mitigerende maatregelen benoemd en onderzocht. Hiermee wordt voorkomen dat alleen een worst case situatie in beeld wordt gebracht en worden mogelijkheden voor optimalisatie geïdentificeerd.

De bandbreedte aan invullingsmogelijkheden binnen de uit te geven kavel staat in de volgende tabel. De waarden van de bandbreedte zijn gebaseerd op de huidige stand der techniek en verwachtingen omtrent ontwikkelingen voor de komende jaren. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit.

Tabel S2 Bandbreedte MER.

Onderwerp	Bandbreedte
Totaal opgesteld vermogen kavel	Ca. 1.GW
Maximaal aantal turbines	67
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket

Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SELss op 750 meter van de geluidsbron
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 - 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

De worst case situatie kan voor verschillende aspecten anders zijn. De onderstaande tabel geeft voor de verschillende milieuaspecten de worst case en best case aan.

Tabel S3 Worst case en best case binnen de bandbreedte per milieuaspect.

Bandbreedte	Alternatief (Worst case)	Alternatief (Best case)
Milieuaspect		
Vogels en vleermuizen	67 x 15 MW-turbines Tiplaagte 25 m rotordiameter 236 m	50 x 20 MW-turbines Tiplaagte 25 m rotordiameter 280 m
Onderwaterleven*	67 x 15 MW-turbines 1 turbinelocatie per dag	50 x 20 MW-turbines 1 turbinelocatie per dag
Scheepvaart	67 x 15 MW-turbines	50 x 20 MW-turbines
Geologie en hydrologie	50 x 20 MW-turbines met Gravity Based fundering of suction bucket	67 x 15 MW-turbines met Tripod fundering
Landschap**	67 x 15 MW-turbines rotordiameter 280 m ashoogte 165 m	
Overige gebruiksfuncties	50 x 20 MW-turbines met Gravity Based fundering of suction bucket	67 x 15 MW-turbines met Tripod fundering
Elektriciteitsopbrengst**	67 x 15 MW-turbines	

* Voor onderwaterleven is de worst case en best case situatie verschillend per 'sub aspect' (zeezoogdieren, vissen, bodemleven) en ook niet op voorhand eenduidig te benoemen.

** Voor landschap en elektriciteitsopbrengst is één alternatief onderzocht omdat de verwachte effecten binnen de bandbreedte niet voldoende onderscheidend zijn.

Beoordeling

Om de effecten van de varianten per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - schaal beoordeeld ten opzichte van het nulalternatief (dat is de huidige situatie en de autonome ontwikkeling). Hiervoor wordt de volgende beoordelingsschaal gehanteerd, zoals weergegeven in tabel S4. De beoordeling wordt gemotiveerd.

Tabel S4 Scoringsmethodiek

Beoordeling ten opzichte van het nulalternatief (de referentiesituatie)	Score
Het voornemen leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering	--
Het voornemen leidt tot een merkbare negatieve verandering	-
Het voornemen onderscheidt zich niet van het nulalternatief	0
Het voornemen leidt tot een merkbare positieve verandering	+
Het voornemen leidt tot een sterk merkbare positieve verandering	++

Indien de effecten marginaal zijn, wordt dit in de voorkomende gevallen aangeduid met 0/+ (marginaal positief) of 0/- (marginaal negatief).

In de Passende Beoordeling worden effecten gekwantificeerd om uitspraken te kunnen doen over het al dan niet optreden van significante effecten op Natura 2000-gebieden.

Naast het effect van een windpark in kavel I zijn ook cumulatieve effecten van andere windparken en activiteiten beschouwd en zijn tevens mitigerende maatregelen onderzocht.

6. Resultaat milieubeoordeling

De volgende tabellen geven de beoordelingen van de alternatieven per aspect naar de verschillende beoordelingscriteria weer, zonder de inzet van mitigerende maatregelen⁴. De tabellen worden vervolgens per aspect besproken.

6.1 Morfologie en hydrodynamica

Tabel S5 Effectbeoordeling morfologie en hydrologie kavel I

Aspect (gedurende aanleg, onderhoud en exploitatie)	Alternatief 1 (15 MW)	Alternatief 2 (20 MW)
Golven	0	0
Waterbeweging (waterstand en stroming)	0	0/-
Waterdiepte en bodemvormen	0	0
Bodemsamenstelling	0	0
Troebelheid en waterkwaliteit	0	0
Stratificatie	0	0
Sedimenttransport	0	0
Kustverdediging	0	0

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, het gebruik, de verwijdering en het onderhoud van het geplande windpark en de kabels zijn zeer beperkt van omvang. Daarnaast zijn de effecten tijdens de aanleg en verwijdering tijdelijk van aard. De veranderingen, voor zover deze optreden, zijn zeer gering in vergelijking met de natuurlijke dynamiek van het gebied. Door de relatief geringe afmetingen van de funderingspalen, de relatief grote onderlinge afstand tussen de

⁴ Voor onderwaterleven geldt wel dat de geluidnormen uit het Kader Ecologie en Cumulatie 4.0 als uitgangspunt zijn gehanteerd. Aan deze geluidnormen kan alleen worden voldaan als er maatregelen getroffen worden bij het heien.

windturbines en het aantal windturbines gaat het om zeer lokale veranderingen. De invloed beperkt zich tot de directe omgeving van de funderingspalen en het parkbekabelingtracé en is van tijdelijke aard. Alleen bij een gravity-based fundering zijn de effecten door de grotere dimensies van de fundering op waterbeweging iets groter en scoort daarmee licht negatief.

6.2 Vogels en vleermuizen

Alternatief 1 (67 x 15MW turbines) leidt tot enkele tientallen vogelslachtoffers méér dan Alternatief 2 (50 x 20 MW-turbines). Op basis van de huidige kennis wordt verwacht dat Alternatief 1, met meer en kleinere turbines, een groter aantal vleermuislachtoffers oplevert (naar schatting 67) dan Alternatief 2 (naar schatting 50). Alternatief 2 is daarom het meest milieuvriendelijke alternatief gezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het geringere aantal aanvaringslachtoffers dan bij het andere alternatief met meer turbines. De complete effectbeoordeling is samengevat in tabel 6.

Tabel S6 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven voor het windpark in IJmuiden Ver op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
<u>Aanlegfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Gebruiksfase vogels</u>		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Broedende (kolonie) vogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Verwijderingsfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-

Er is ook ingegaan op het verwachte effect van tweebladige in plaats van driebladige turbines. Als er rekening wordt gehouden met het feit dat een vogel in aanraking kan komen met een wiek minder per turbine, maar de draaisnelheid gemiddeld wel wat hoger ligt van de bladen (circa 1,33x), dan treden naar verwachting minder slachtoffers op bij tweebladige turbines dan bij driebladige turbines.

Voor dit MER is ook een passende beoordeling opgesteld. Daaruit blijkt het volgende:

- Effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op **niet-broedvogels** uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel I zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.
- Significant negatieve effecten van kavel I op de broedpopulaties van **kleine mantelmeeuwen** uit de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee zijn uit te sluiten. De additionele sterfte door het windpark is maximaal 0,06%, en dit valt onder de 1% natuurlijke mortaliteitsnorm.
- Effecten op enkele soorten **trekvogels** op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.

Voor dit MER is ook een soortentoets uitgevoerd. Daaruit blijkt het volgende:

- Voor de meeste soorten waarvan in kavel I in windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers worden verwacht, bedraagt de voorspelde sterfte bij alle soorten minder dan 1,0% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ. De uitzonderingen betreffen de jan-van-gent en grote mantelmeeuw. Op basis hiervan kan voor alle soorten, behalve jan-van-gent en grote mantelmeeuw, met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van kavel I in windenergiegebied IJmuiden Ver zal leiden tot effecten op de GSI van de betrokken populaties.

6.3 Onderwaterleven

De effecten op bodemdieren en vissen zijn klein van omvang. Een uitzondering geldt voor Sabellaria-banken. Dit is een kritische habitat die mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort, die een rifbreedte van enkele meters kan bereiken en hiermee een habitat creëert voor andere soorten, kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd. Bij het worst case alternatief waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij de best case zal dat effect groter zijn. Daarbij beslaat een gravity based fundering een groter oppervlakte dan een monopile fundering.

Voor zeezoogdieren treden tijdens de aanleg van het windpark effecten op voor zowel bruinvissen als zeehonden vanwege het onderwatergeluid dat ontstaat door hei-activiteiten. Tijdens het heien kunnen dieren verstoord worden, doordat zij zich binnen de geluidscontour bevinden waarbinnen een verandering van het gedrag optreedt. Uit de analyse blijkt dat bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1µPa²s of 164 dB re 1 µPa²s op 750 meter van de geluidsbron, deze verstoring noch bij zeehonden noch bij

bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden, waardoor de effecten niet tot een verslechtering van de Staat van Instandhouding (Svi) leiden.

Tabel S7 Effectbeoordeling IJmuiden Ver onderwaterleven

Type	Fase	Effectbeoordeling	Alternatief 1	Alternatief 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
Benthos	Alle	Verstoring	0	0
		Aantasting	-	-
		Habitatverlies	0	0
Vissen	Aanleg	Geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
		Bodemberoering: vertroebeling	0	0
		Bodemberoering: habitatdestructie	0/-	0/-
	Gebruik	Uitsluitel van visserij	0/+	0/+
		EMV door kabels	0/-	0/-
		Kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
		Verwijdering	Verlies nieuw habitat	0
Zeezoogdieren	Aanleg	Verstoord oppervlak (km2)	0/-	0/-
		Aantal aangetaste dieren	0/-	0/-
		Aantal verstoorde dieren	0/-	0/-
		Tijdsduur van de verstoring	0/-	0/-
		Populatie-effecten	0/-	0/-

6.4 Scheepvaart en veiligheid

Tabel S8 Beoordeling scheepvaartveiligheid

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving met windturbines	-
	Gevolgschade van aanvaring en aandrijving	0/-
Scheepvaart	Uitwajkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0

In tegenstelling tot de overige onderwerpen, is voor scheepvaartveiligheid het cumulatieve effect van de verschillende windparken als uitgangspunt genomen. De geplande verkeersroutes voor het routegebonden verkeer wijzigen namelijk niet, aangezien de routestructuur op zee zodanig is ontworpen dat deze rekening houdt met de reeds aangelegde en aan te leggen windparken. Het beschouwde nulalternatief is dus ook het cumulatieve scenario.

Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken zal plaatsvinden) is de totale verwachte aanvaring -en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario

RK2030 0,987 per jaar (eens in de 1,0 jaar). Dit is het scenario uit de oorspronkelijke routekaart (t/m IJmuiden Ver I-IV) plus de versnellingsopgave, maar zonder de toekomstige routekaart 2040. Daarom is de beoordeling wat betreft kans op aanvaringen en aandrijvingen negatief (-).

6.5 Landschap

Voor beide kavels geldt dat de worst case turbines niet zichtbaar zullen zijn op ooghoogte. Op een hoogte van 20 meter (aan de kust) zijn de turbines theoretisch gezien zichtbaar. De meteorologische omstandigheden zullen echter vrijwel altijd de turbines aan het zicht onttrekken. Het windpark zal theoretisch minder dan 1% van de tijd (minder dan 1 dag per zomer, en op die dag minder dan 7 minuten lang) zichtbaar zijn.

Beoordelingscriterium	Beoordeling
Zichtbaarheid in percentage van de tijd	0

6.6 Overige gebruiksfuncties

De meeste effecten op de overige gebruiksfuncties worden neutraal beoordeeld omdat ze gering van omvang zijn, of op voorhand uit te sluiten. Dat geldt voor Mijnbouw, Luchtvaart (met uitzondering van helikopterterverkeer), Zand-, grind- en schelpenwinning, Baggerstort, Scheeps-, wal- en luchtvaartradar, Kabels en leidingen, Telecommunicatie, Militaire activiteiten, en Recreatie en toerisme.

Tabel S9 Effectbeoordeling van de onderzochte onderwerp van het milieuaspect overige gebruiksfuncties.

Onderwerp	Beoordelingscriterium	Alternatief 1 67 x 15 MW	Alternatief 2 50 x 20MW
Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Mijnbouw	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0
	Interferentie helikopterterverkeer	-	-
	Interferentie Kustwacht	0	0
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortlocaties	0	0
Scheeps-, wal- en luchtvaartradar	Interferentie radar	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0	0
Telecommunicatie	Verstoring straalpaden	0	0
Militaire activiteiten en NGE	Interferentie Militaire activiteiten	0	0
	Aanwezigheid niet gesprongen explosieven	-	-
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart	0	0
	Beperkingen kustrecreatie	0	0
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten	0/-	0/-

Bestaande windparken	Beïnvloeding elektriciteitsopbrengst bestaande windparken	0/-	0/-
-----------------------------	---	-----	-----

De effecten op de visserij als geheel worden licht negatief beoordeeld. De gebiedssluiting van de kavel is gering in vergelijking met het voor vissers beschikbare areaal. Wel is het mogelijk dat individuele vissers grotere effecten ondervinden dan anderen wanneer zij vaak gebruik maken van visbestekken binnen de kavel. De effecten voor Cultuurhistorie en archeologie zijn ook licht negatief beoordeeld door de aanwezigheid van (mogelijke) archeologische waarden waar rekening mee gehouden moet worden. Ook is er een licht negatief effect op bestaande windparken door de nabijheid van Hollandse Kust (west), waarop beperkte windafvang plaats kan vinden.

Voor helikopterverkeer (Luchtvaart) en NGE is de beoordeling negatief. De reden hiervoor is dat de kavel door een Helikopter Main Route doorkruist wordt. De komst van een windpark beperkt de minimale vlieghoogte en maakt het noodzakelijk deze te verhogen. Binnen de kavels is de aanwezigheid van NGE daarnaast zeer aannemenlijk waardoor er noodzakelijke maatregelen getroffen moeten worden. Hiermee kunnen de effecten goed gemitigeerd worden.

6.7 Elektriciteitsopbrengst

Tabel S10 Overzicht effectbeoordelingen Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies zonder mitigatie

Deelaspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling Alternatief 15 MW
Electriciteitsopbrengst	Electriciteitsopbrengst	++
	CO ₂ -emissie reductie	++
Vermeden emissies	SO ₂ -emissie reductie	++
	NO _x -emissie reductie	++

Voor de 15 MW turbine is een netto elektriciteitsopbrengst berekend van 4.164 GWh/jaar. Andere alternatieven met andere windturbintypes zullen ongeveer eenzelfde elektriciteitsopbrengst kunnen verzorgen. In de MERen voor de kavels van andere windenergiegebieden bleek steeds dat een opstelling met een ander aantal turbines en vermogen per turbine maar een opgesteld totaal vermogen dat ongeveer hetzelfde was (1 GW), tot min of meer dezelfde elektriciteitsopbrengst leidde.

De genoemde elektriciteitsproductie staat gelijk aan 0,77% van het landelijk energetisch eindverbruik van 1.994 PJ (in 2020, conform totaal bruto energetisch eindverbruik, bron: CBS). Kavel I in IJmuiden Ver kan circa 1.525.000 huishoudens van elektriciteit voorzien⁵.

De bijdrage van het windpark aan de reductie van CO₂, NO_x en SO₂ is evenredig met de netto energieopbrengst. De reductie is berekend aan de hand van het gemiddelde gebruik van brandstoffen bij elektriciteitscentrales.

⁵ Dit is niet hetzelfde als dat de elektriciteit ook daadwerkelijk naar zoveel huishoudens toegaat en wordt gebruikt door huishouders. Het geeft een indicatie van de omvang van de opwek, maar de elektriciteit zal het openbare elektriciteitsnetwerk voeden en worden afgenomen door in potentie alle elektriciteitsgebruikers die op het openbare elektriciteitsnetwerk zijn aangesloten.

Waarschijnlijk zullen turbines met een hoog vermogen én een relatief grote rotor de meeste elektriciteitsopbrengst genereren. De toekomstige windparkontwikkelaar is vrij om een optimum te bepalen binnen de bandbreedte waarbij uiteraard ook de kostprijs een rol zal spelen.

7. Cumulatie

In de volgende tabel is kort aangegeven welke cumulatieve effecten optreden en welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit. In de eerste kolom wordt het aspect aangegeven, in de tweede kolom welke effecten in cumulatie relevant kunnen zijn en in de derde kolom wordt aangegeven welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit.

Tabel S11 Relevante cumulatieve effecten en gevolgen

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen kavelbesluit
Morfologie en hydrodynamica	Op het schaalniveau van het windenergiegebied IJmuiden Ver zal het effect op morfologie en geologie neutraal zijn. Uit recente studies is echter gebleken dat zeer grootschalige ontwikkeling van windenergie op de Noordzee mogelijk effect kan hebben op (het mengen van) en de waterbeweging en morfologie. In we ke mate de effecten ten aanzien van deze aspecten optreden en welke doorwerking dit heeft op overige geologische en ecologische processen is echter hoogst onzeker.	Geen gevolgen
Vogels en vleermuizen	<p><u>Vogels</u> Significant negatieve effecten in cumulatie kunnen voor alle vogelsoorten uitgesloten worden. Ook voor jan-van-gent en zilvermeeuw wordt de acceptable level of impact (ALI) voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Ook op basis van nieuwe ALI-normen kunnen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten worden, met uitzondering voor ak en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027), in het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) kunnen significant negatieve effecten voor alk en zeekoet wel uitgesloten worden.</p> <p><u>Vleermuizen</u> Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn, is niet goed bekend. Volgens de gebruikte rekenmethode komt het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen met 4.109 dieren ruim boven de PBR van 1.905 dieren.</p>	<p><u>Vogels</u> Er lopen verschillende onderzoeken naar mogelijke mitigerende maatregelen om de effecten te verminderen. Met die maatregelen kan mogelijk het aantal slachtoffers worden gereduceerd.</p> <p><u>Vleermuizen</u> Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst case-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel.</p>
Onderwaterleven	<p><u>Benthos en vissen</u> De toename van het aantal windturbines en funderingen zou kunnen leiden tot verandering in stroming, stratificatie of primaire productie van bodemdieren. Ook is het mogelijk dat de</p>	

	<p>kolonisatie door exoten faciliteert. Er is echter niet genoeg informatie beschikbaar om deze effecten te kunnen inschatten.</p> <p><u>Zeezoogdieren</u> Bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron, zal verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen leiden tot significante cumulatieve effecten.</p>	<p>Wanneer de in dit MER beschreven geluidsnormen wordt gehanteerd, kunnen effecten op de GSI van zeezoogdieren worden uitgesloten.</p>
Scheepvaart en veiligheid	<p>In dit MER wordt het cumulatieve effect van de verschillende windparken op zee niet apart beschouwd. Het beschouwde nulalternatief is dus ook het cumulatieve scenario.</p> <p>Vanuit het meest recente onderzoek is de totale verwachte aanvaring –en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario Rk2030 (1281 turbines) 0,56 per jaar (eens in de 1,8 jaar). Voor het scenario waarbij de versnelling is meegenomen loopt deze frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar).</p>	<p>Geen gevolgen.</p>
Landschap	<p>Het windkavel IJmuiden Ver ligt op grote afstand van de kust, en is alleen daardoor op jaarbasis minder dan 24 uur zichtbaar. Hetzelfde geldt voor het nabijgelegen windenergiegebieden zoals Hollandse Kust (west) en Nederwiek. Er wordt daarom geen significante bijdrage aan de cumulatieve effecten verwacht en zijn er geen mitigerende maatregelen noodzakelijk.</p>	<p>Geen gevolgen.</p>
Overige gebruiksfuncties	<p><u>Visserij</u> Bij de komst van meer windparken op zee neemt het totale ruimtebeslag toe. Hierdoor wordt een groter gebied gesloten voor de visserij. Het toekomstig cumulatieve effect van deze gebiedssluiting voor de visserij wordt mede bepaald door de toekomstige ontwikkelingen in de ecologie van de Noordzee en de beleidsmatige en sociaaleconomische context. De mogelijkheid dat er in de toekomst meer natuurgebieden worden gesloten voor de visserij, en de mogelijke sluiting van Britse wateren na 2025 vergroten dit effect.</p> <p><u>Archeologie</u> Met een groter aantal turbines op de Noordzee wordt ook de kans groter dat archeologisch resten worden aangetast, of NGE worden getroffen. De realisatie van de kavels binnen van windenergiegebied IJmuiden Ver vergroot deze kans, al zijn er goede mitigerende maatregelen voor beschikbaar.</p> <p><u>Recreatievaart</u> Voor de recreatievaart zijn de cumulatieve effecten beperkt omdat deze tot 24 meter lengte wordt toegelaten binnen bepaalde windparken, en er voor windparken waar dit niet is toegestaan doorvaartpassages worden</p>	<p>Geen gevolgen</p>

	aangewezen waar schepen tot 46 meter gebruik van kunnen maken. Daarbij maakt de recreatievaart met name gebruik van de 10 à 20 km brede zone langs de kust, waardoor gebiedssluitingen verder op zee een beperkt effect hebben.	
Elektriciteitsopbrengst	<p>Door de toename van windparken op de Noordzee nemen de mogelijke zog-effecten toe. Voor kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver neemt het aantal vollasturen af van 4.190 tot 3.926.</p> <p>Wanneer rekening gehouden wordt met de andere kavels in IJmuiden Ver, en met de toekomstige Britse windparken, nemen de zogverliezen met 5.5 procentpunt toe van 12.1% tot 17.6%. Daardoor neemt de netto elektriciteitsopbrengst en de hoeveelheid vermeden emissies af met 6.3% van 4.211 GWh/j tot 3.946 GWh/j.</p>	Geen gevolgen.

8. Grensoverschrijdende effecten

Voor de aspecten vleermuizen en vogels én onderwaterleven zijn grensoverschrijdende effecten mogelijk te verwachten.

8.1 Vogels en vleermuizen

8.1.1 Broedvogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt niet binnen de foerageerrange van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

8.1.2. Niet-broedvogels

Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel.

In dit hoofdstuk en de Passende Beoordeling is geconcludeerd dat significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie zijn uitgesloten. Dit geldt ook voor buitenlandse Natura 2000-gebieden.

8.2 Onderwaterleven

Vissen

Voor vissen geldt dat de effecten van heien marginaal zijn en bovendien sterk locatie gebonden. Het heien zal daarom geen grensoverschrijdende effecten tot gevolg hebben. Operationeel geluid van een windmolen heeft geen aantoonbaar effect op de visgemeenschap en daarmee dus ook geen grensoverschrijdende effecten.

Zeezoogdieren

De berekeningen die zijn gedaan wat betreft de effecten op zeezoogdieren gelden voor de populatie binnen het NCP. Er zijn geen berekeningen gedaan voor andere populaties. Het verstoorte gebied ligt in zijn geheel buiten Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of het buitenland. Er is daarom geen sprake van grensoverschrijdende effecten of directe externe werking.

9. Mitigerende maatregelen

Na toetsing blijkt dat bij de meeste aspecten kan worden voldaan aan de voorwaarden uit het wettelijk kader. Voor het beperken van cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen en bruinvissen en het kunnen verzekeren dat geen verslechtering optreedt van de staat van instandhouding zijn mitigerende maatregelen noodzakelijk. Het optreden van (resterende) negatieve effecten door aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark kan echter niet worden uitgesloten. Deze mogelijke resterende effecten kunnen worden gemitigeerd door de volgende maatregelen. Het zijn dus maatregelen die aanvullend genomen kunnen worden en besluitvorming over welke mitigerende maatregelen genomen worden vindt plaats in het kavelbesluit.

Tabel S12 Mogelijke mitigerende maatregelen

Aspect	Effect	Mogelijke mitigerende maatregelen
Vogels en vleermuizen	Verstoring	Bouwen in juni t/m september als er weinig verstoringsoorten aanwezig zijn. Minimale verlichting op schepen toepassen, met een 'vogelvriendelijke' kleur
	Verstoring en slachtoffers	Inrichtingsmaatregelen toepassen, zoals het aanleggen van corridors of het gebruik van een alternatieve vorm van het windpark (ruit, vierkant, etc.). Over de effectiviteit en precieze invulling is echter nog niet veel bekend. Vergroot detectiekans van het windpark voor vogels door reflectors, lasers en geluid (afhankelijk van vogelsoorten en daarmee gebonden aan diverse beperkingen). Stilzetten windturbines bij bepaalde weersomstandigheden in combinatie met gesignaleerde trekpieken. Installeer een zo klein mogelijk aantal grote windturbines in plaats van groter aantal kleinere windturbines. Installeer twebladige in plaats van driebladige turbines. Door slim plannen van onderhoudswerkzaamheden, wanneer turbines stil worden gezet, kunnen slachtoffers worden voorkomen (denk aan periodes met verhoogde vogelactiviteit)
	Verstoring	Slopen in een periode dat er weinig verstoringsoorten aanwezig zijn.
Onderwaterleven	Verstoring en habitatdestructie	<u>Benthos</u> Gebruik een zo klein mogelijke fundering. <u>Zeezoogdieren</u> Gebruik geluiddempende maatregelen (heimantels, bellenschermen, e.d.).

		<p>Kies voor de meest ondiepe locaties in het plangebied.</p> <p>Voer heiverkzaamheden uit wanneer de dichtheid van het aantal zeezoogdieren laag is (herfst).</p> <p>Kies voor een klein aantal, relatief grote turbines in plaats van meerdere kleinere.</p> <p>Gebruik alternatieve funderingstechnieken, zoals trillen, schroeven of blue piling.</p> <p>Gebruik andere funderingen, zoals tripods, jackets of suction buckets.</p>
	Verstoring en habitatdestructie	<p><u>Benthos</u> Verwijder de windturbinezoulen en bestortingen niet, zodat de zich ontwikkelde gemeenschap blijft bestaan.</p> <p>Gebruik biologisch afbreekbare betonstructuren.</p>
Scheepvaart en veiligheid	Aanvaringsrisico en scheepvaarbewegingen	<p>Gebruik maken van het Automatic Identification System (AIS) en VHF-antenne in het park</p> <p>Vessel Traffic Management (VTM)</p> <p>Aanvullende markering en identificatie windturbines</p> <p>Inzetten van een Emergency Towing Vessel</p> <p>Extra SAR-capaciteit</p> <p>ETV uitrusten met bestrijdingsmiddelen tegen olie-verontreiniging</p> <p>Fysieke barrière bij windparken om aandrijving te voorkomen</p>
Morfologie en hydrodynamica	n.v.t.	n.v.t.
Landschap	n.v.t.	n.v.t.
Overige gebruiksfuncties	Beperking visserijgebieden	Er zijn mogelijkheden voor het visserijvriendelijk inrichten van windenergiegebieden. Voor de betrokken partijen in zijn geheel lijken de baten echter niet op te wegen tegen de kosten.
	Separatie-eis HMR KY650	Verplaats de HMR of verhoog de minimale vliegroute
	Niet-gesprongen explosieven	Er is nader onderzoek benodigd om niet-gesprongen explosieven op te sporen en deze vervolgens op te ruimen.
	Aantasting archeologische waarden	De locatie van een windturbine of kabel wijzigen om zo een (mogelijk) archeologisch object te ontwijken.
	Mogelijke verstoring van bestaande straalpaden	Rekening houden met halve rotor + 2° fresnel-zone rondom straalpad bij plaatsing van de windturbines.
Elektriciteitsopbrengst	n.v.t.	n.v.t.

10. Overwegingen voorkeursalternatief

Inleiding

In deze paragraaf worden enkele overwegingen meegegeven ten behoeve van keuze van het voorkeursalternatief, welke mogelijk wordt gemaakt in het kavelbesluit. Het gaat dan om de bandbreedte die is beschouwd in dit MER en de te nemen mitigerende maatregelen.

Overwegingen bandbreedte

Er zijn geen aspecten in dit MER die de beschouwde bandbreedte inperken.

Overwegingen te nemen mitigerende maatregelen

Een aantal maatregelen is nodig om effecten op stikstofgevoelige habitattypen, cumulatieve effecten op vogels, vleermuizen en bruinvissen te beperken en om de gunstige staat van instandhouding te kunnen garanderen. Het gaat om bijvoorbeeld een stilstandvoorziening bij vogel- en vleermuistrek en het voldoen aan een geluidsnorm voor onderwatergeluid bij het heien. In tabel S12 staan de mogelijke maatregelen die in dit MER zijn genoemd, waarmee effecten kunnen worden gemitigeerd. De keuze wordt in het kavelbesluit toegelicht.

Conclusie

Het kavelbesluit kan de voorkeursbandbreedte van de kavel op de beschouwde locatie mogelijk maken. Wel dient de toepassing van (ten minste) de noodzakelijke maatregelen in het kader van vogels, vleermuizen en bruinvissen geborgd te worden.

11. Leemten in kennis

Inleiding

Hoewel er de laatste jaren flink wordt gebouwd aan nieuwe windparken op zee, heeft de ontwikkeling van windparken op zee toch een relatief korte geschiedenis. Er zijn monitoringsevaluaties bekend van onder andere parken op zee in Engeland, Denemarken, Duitsland en Nederland. Het gaat om resultaten van relatief korte monitoringsperiodes. Beter inzicht in de exacte aard en omvang van de effecten met (empirisch) onderzoek kan pas op de lange termijn worden geboden. Wel bieden huidige ontwikkeling en onderzoeksprogramma's handvatten voor een effectvoorspelling, zoals in dit MER met een worst-case-aanpak gepresenteerd wordt. Tijdens (het vooronderzoek van) de effectvoorspelling voor het voorliggende MER zijn verschillende leemten in kennis geconstateerd die het inzicht in de aard en omvang van de effecten van een windpark in kavel I beperken. Er blijven kennisleemten bestaan over de effecten, onder meer over de cumulatieve effecten van meerdere windparken onderling en in cumulatie met andere activiteiten op de Noordzee.

De leemten in kennis die bestaan, zijn niet alleen toe te schrijven aan het recente verleden van windenergie op zee. In brede zin dient veel kennis over diersoorten en hun dichtheden, diversiteit en gedrag nog aangevuld te worden. In deze paragraaf worden leemten in kennis toegelicht die relevant zijn in het kader van dit MER. Achtereenvolgens worden de leemten in kennis beschreven ten aanzien van de effectinschatting op vogels, onderwaterleven, morfologie en hydrodynamica, scheepvaart, landschap, overige gebruiksfuncties en elektriciteitsopbrengst.

Vogels en vleermuizen

Er zijn leemtes in kennis over aanvaringsrisico's, barrièrewerking en verstoring door windparken op zee (zowel overdag als 's nachts). Met name soort-specifieke kennis ontbreekt. Validatie van modellen om aanvaringssslachtoffers te voorspellen op zee ontbreekt. Ook over verstoringgevoeligheden en verstoringafstanden van zeevogels zijn nog leemtes in kennis, evenals in hoeverre vogels kunnen wennen aan windparken. Op basis van literatuur is aangenomen dat 10% van de verstoorde vogels sterft. Het is niet bekend in hoeverre deze aanname overeenkomt met de werkelijkheid, maar wel kan worden gesteld dat 10% aan de veilige kant is (worst-case aanname).

Voor vleermuizen geldt dat er leemtes in kennis zijn ten aanzien van de basiskennis over populatieomvang en soort-specifieke verspreiding. Onbekend is het relatieve belang van de Noordzee voor verschillende soorten vleermuizen en hun veranderingen in gedrag door de aanwezigheid windparken.

Onderwaterleven

Benthos

Kennisleemten bestaan ten aanzien van het kunnen voorspellen van de gevolgen van de abiotische veranderingen (vooral sedimentverandering in de omgeving van het windpark) op benthos. Ook de gevolgen van elektromagnetische velden langs de kabels zijn nog niet goed bekend. Daarnaast staat het onderzoek naar de effecten van zeebodenvibraties vanwege heiwerkzaamheden nog in de kinderschoenen (Roberts & Elliot 2017). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn, en of deze effecten door kunnen werken op gemeenschaps- en populatieniveau.

Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark zijn modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat er in de toekomst zal gebeuren. Positief dan wel negatieve effecten zijn nog niet uit te sluiten.

Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak door turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten van dit deel van de Noordzee faciliteren/versnellen. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht.

Vissen

Een belangrijke leemte in kennis betreft de invloed van menselijke geluidsbronnen op in of in de nabijheid van de bodem levende vissen en ongewervelde dieren (Hawkins et al. 2021). Het is waarschijnlijk er vissen en bepaalde ongewervelden zijn die dit kunnen waarnemen. Of dit ook tot effecten op het gedrag en de fitness leidt, is onbekend. Voor vissen is al het nodige onderzoek uitgevoerd naar de effecten van onderwatergeluid op vissen (Bolle et al. 2012, Debusschere et al. 2014, Popper et al. 2014). Hieruit blijkt dat vissen veel minder gevoelig zijn voor onderwatergeluid dan zeezoogdieren en dat sommige soorten (met zwemblaas) gevoeliger zijn dan andere soorten.

Ook worden in de kavelbesluiten enkel geluidsnormen genoemd voor de constructiefase (vooral vanwege het heien van de funderingen), maar niet voor de operationele fase van het windpark. Dit maakt het mogelijk dat windparkontwikkelaars de tipsnelheid van rotors onbegrensd kunnen verhogen, wat hogere geluidsniveaus in de operationele fase, ook waarschijnlijk onder water, met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vissen, is niet te zeggen of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Vooralsnog is niet bekend of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande operationele geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus op het gedrag van vissen zal dit moeten aantonen.

Zeezoogdieren

De belangrijkste leemten in kennis met gevolgen voor de omvang van de berekende effecten hebben betrekking op onderliggende aannames ten aanzien van:

- Onzekerheden in de procedure voor het bepalen van populatie-effecten
- Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie
- Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

- Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren
- Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)
- Doorvertalen van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates
- Aannames in iPCoD-model over populatieontwikkeling en demografische parameters
- Toepassen van Interim PCoD-model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden
- Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken
- Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen
- Continu geluid tijdens de aanleg- en exploitatiefase
- Verwijdering bestaande windparken en onderwatergeluid

Scheepvaart en veiligheid

Bij draaiende windparken op zee wordt gemonitord hoeveel en welke schepen gebruik maken van de omgeving van het windpark en hoeveel en welke incidenten hierbij plaatsvinden. Met de gegevens die daaruit voortkomen zal besloten worden of het gewenst is om hier een afwegingskader en een kansmodel voor te ontwikkelen. Het gedrag en de verkeersstromen van niet-routegebonden verkeer, dat in het SAMSON model buiten windenergiegebied IJmuiden Ver is geplaatst, kan tevens gemonitord worden. Verder kunnen de scenario's en impact van aanvaringen en aandrijvingen met windturbines verder onderzocht en uitgewerkt worden.

Zo zijn in dit MER voor het bepalen van persoonlijk letsel bepaalde aannames gedaan. Het is bijvoorbeeld niet bekend wat de kans is dat de mast op dan wel van het schip af valt bij aanvaringen en aandrijvingen. Ook komt het bezwijkgedrag van windturbines uit een studie uit 2000 (Barentse, 2000), terwijl windturbines fors groter zijn geworden.

In het kader van de doorgroei van windenergie op zee is in cumulatieve zin gekeken naar scheepvaartveiligheid en wordt er nagedacht hoe geconstateerde kennisleemten en hiaten in te vullen zijn. Door MARIN is een onderzoek uitgevoerd naar de scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen door het gecombineerde effect van de autonome ontwikkeling en de uitrol van de routekaart windenergie op zee 2030⁶. Meer recentelijk is een vergelijkbaar onderzoek gedaan waarbij ook de versnellingsopgave voor 2030 is meegenomen⁷. Naar aanleiding van beide onderzoeken is besloten een monitorings- en onderzoeksprogramma op te zetten voor de scheepvaart, om kennisleemten en hiaten in te vullen. Onderdeel van die hiaten is de effectiviteit van de voorgestelde mitigerende maatregelen. Dit programma is in het voorjaar van 2021 gestart onder de naam MOSWOZ (Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee).

Morfologie en hydrodynamica

Er is nader onderzoek nodig ten aanzien van de mogelijke effecten op stratificatieprocessen en waterbeweging van een grootschalige (internationale) ontwikkeling van windenergie op de Noordzee. In Van Duren et. al 2021 is reeds een goede aanzet gedaan voor het gecumuleerd in kaart brengen van de ontwikkelingen van windparken op de Noordzee. Zij geven echter een aantal belangrijke aanbevelingen om nader onderzoek naar de gecumuleerde effecten uit te voeren. De daadwerkelijke impact op de

⁶ Zie <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/scheepvaart/> voor meer informatie en het onderzoek.

⁷ Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

stratificatieprocessen en waterbeweging in de Noordzee van ontwikkelingen op het Nederlands continentaal plat zijn niet eenduidig te benoemen.

Landschap

Voor het thema Landschap zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving.

Overige gebruiksfuncties

Buiten de reeds genoemde onderwerpen waarop nader onderzoek nodig is, zijn er voor het milieuaspect Overige gebruiksfuncties geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving in dit MER.

Elektriciteitsopbrengst

Het milieuaspect elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies kent significante leemten in kennis. Naar verwachting geven de opbrengstberekeringen in dit hoofdstuk een goede indicatie van de werkelijk te behalen opbrengst. Met een windmeetcampagne kan een meer accurate benadering van het windklimaat worden gesimuleerd die leidt betrouwbaardere resultaten, echter zijn deze niet beschikbaar op het moment van schrijven en zal deze naar verwachting door de uiteindelijke vergunninghouder worden uitgevoerd. Ook zijn er momenteel geen gegevens van daadwerkelijk in productie zijnde 15 MW offshore turbines beschikbaar. Er in de berekeningen gebruik gemaakt van de turbinekenmerken die door de IEA zijn opgesteld voor een fictieve, 15 MW onderzoeks-turbine (Offshore reference-15.000 IEA). Het gebruik hiervan leidt naar verwachting niet tot significant andere resultaten.

Conclusie

De leemten in kennis leiden er niet toe dat geen goed beeld verkregen is van de effecten van een windpark in kavel I in windenergiegebied IJmuiden Ver. Wel is het bij de besluitvorming van belang inzicht te hebben in de onzekerheden die bij de effectvoorspellingen een rol hebben gespeeld. Dit inzicht is verstrekt met dit MER.

13 Monitoring en evaluatie

13.1 WOZEP

Het monitorings- en evaluatieprogramma Wozep (windenergie op zee ecologisch programma) richt zich op belangrijke ecologische vragen rond bouw en exploitatie van windparken op zee die vooral een generiek karakter hebben en niet zozeer windpark specifiek zijn.

Onder het Wozep valt zowel de dóór-ontwikkeling van het instrument KEC (update en implementatie van kennis) als het MEP (het monitoring en onderzoeksprogramma). Onder het MEP valt monitoring en onderzoek zoals dat verplicht is gesteld vanuit de Wet Milieubeheer.

Het Wozep vervangt daarmee de monitoringsverplichting per windpark. Zo wordt ook een efficiëntieslag gemaakt die bovendien bijdraagt aan een kosten efficiënte realisatie van de doelstellingen voor windenergie op zee.

Bij de evaluatie van het Wozep wordt aandacht besteed aan de doorvertaling van de nieuwe kennis enerzijds in het instrument KEC (dit kan ook betekenen het checken van aannames en/of effectberekeningen); anderzijds als doorvertaling naar beleid- en beheerconsequenties. Voorbeeld van dat laatste is het opleggen of aanpassen van mitigerende maatregelen. In het Wozep richt het onderzoek zich

met name op het verkrijgen van meer inzicht in de cumulatieve ecologische effecten en brengt dit in beeld en adviseert de bevoegde gezagen hierover.

Stand van zaken

Eind 2016 is een meerjarig monitoring- en onderzoeksprogramma opgeleverd waarin globaal de onderzoekslijnen voor de periode 2017-2023 zijn geschetst. Keuze van de onderzoekslijnen wordt bepaald door een afweging op twee tijdshorizonten:

- Korte termijn (tot 2023): gericht op gebruik van de resultaten in de geplande windparken. Centraal hierin staat het onderzoek naar de aannames die in de ecologische beoordeling voor deze parken zijn gedaan. Daarnaast worden ook nut, noodzaak en effectiviteit onderzocht van de maatregelen die worden opgelegd aan de windsector om ecologische schade te beperken;
- Lange termijn (na 2023): welke kennis is nodig om verdere uitbreiding van windparken op zee op een verantwoorde manier te kunnen laten plaatsvinden, wat zijn de te verwachten effecten van het verder uitbreiden van het aantal windparken op de Noordzee, waar precies kunnen ze komen en met welke mogelijke consequenties, hoe kunnen negatieve effecten in voldoende mate worden vermeden, etc.

Voor meer informatie zie de website: <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/wind-zee-ecologisch>.

De leemten in kennis uit dit MER bieden input voor monitoring binnen WOZEP (voor de ecologische aspecten) en voor monitoring voor de aspecten scheepvaart en morfologie en hydrologie.

13.2 MOSWOZ

In 2019 heeft Rijkswaterstaat de cumulatieve effecten van windparken op de scheepvaartveiligheid onderzocht. Het gaat om de windparken die tot 2030 worden gebouwd op het zuidelijke deel van de Nederlandse Noordzee. In totaal betreft het circa 850 extra windturbines over een gebied van zo'n 1.600 km².

Ondanks het vele onderzoek en de betrokkenheid van allerlei experts zijn er nog onzekerheden over de daadwerkelijke risico's en over de effectiviteit van een aantal maatregelen. Dat is de reden dat het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) is gestart. Het programma loopt tot 2029 en houdt de komende jaren de vinger aan de pols bij ontwikkelingen rond scheepvaartveiligheid in relatie tot de uitrol van windparken op zee. De uiteindelijke doelen zijn om meer inzicht te krijgen in het effect op scheepvaartveiligheid van windparken op zee en om tijdig te kunnen inspelen op innovaties op dit gebied.

Om deze doelen te bereiken heeft MOSWOZ de genoemde kennisleemtes uitgewerkt in onderzoeksvragen en vervolgens gebundeld in verschillende thema's. Binnen die thema's zal in de komende jaren gezocht worden naar de antwoorden op onderzoeksvragen, om zo beleidsmakers en andere betrokkenen goed te kunnen ondersteunen en adviseren.

Het programma is zo ingericht dat het gebruik kan maken van voortschrijdend inzicht. Keuzes en prioriteiten worden afgestemd op de actualiteit.

Tabel S13 MOSWOZ Thema's

Thema	Uitleg thema
Monitoring	Gericht op actuele risico-ontwikkeling op zee als gevolg van windparken voor alle scheepvaart
Veiligheid	Gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen windturbines
Doorvaart	Risico's doorvaart windparken versus omvaren
Vessel Traffic Monitoring	Inrichtingseisen Vessel Traffic Monitoring (VTM)
Emergency Towing Vessels	Verkennen inzet meerdere Emergency Towing Vessels (ETV's) – effectiviteit en modus operandi
Hydro-meteo	Hydro-meteo in relatie tot scheepvaartveiligheid – effecten windparken op wind, golven en zicht – verbeteren weerwaarschuwingen
Ankergebieden	Ankergebieden beter benutten
Crisisorganisatie	Verkennen impact op crisisorganisatie (vanwege complexiteit)
Buitenlandse benchmarking	Buitenlandse benchmarking windparken onder andere constructieve eisen aan windturbines, inzet van maatregelen, harmonisatie.

Voor meer informatie, zie de website: <https://www.noordzeeloket.nl/funcities-gebruik/windenergie/scheepvaart-moswoz/>

English summary

1. Introduction

The Netherlands has set ambitious targets for achieving sustainable - renewable - energy production. Wind energy plays a prominent role in achieving that target. The period up to 2030 has so far focused on the Climate Accord target of producing 49 TWh of offshore wind energy annually by 2030. This requires a capacity of about 11.5 gigawatts (GW).

In addition to this target, by establishing three new wind farm zones in the North Sea Programme, the minister has indicated his intention to realise an additional 10.7 GW of offshore wind by 2030.

The Offshore Wind Energy Act allows the national government to issue sites for the development of offshore wind farms.

To meet these targets by 2030, new sites will be established and issued in the coming years. The sites will be established within the boundaries of the areas designated as wind farm zones in the North Sea Programme 2022 - 2027. The Wind Farm Site Decision determines where and under what conditions a wind farm may be built and operated. Following a Wind Farm Site Decision, licensing follows. Only the permit holder has the right to build and operate a wind park at the location of the site. The Water Decree lays down general rules for offshore wind farms.

The Minister for Climate and Energy, in agreement with the Minister for Infrastructure and Water Management, the Minister for Housing and Spatial Planning and the Minister for Nature and Nitrogen, can take a Wind Farm Site Decision and prepares an Environmental Impact Assessment (EIA) for the purpose of the Wind Farm Site Decision.

This document concerns the Environmental Impact Assessment for site I in the IJmuiden Ver Wind Farm Zone (see Figure S1). The Environmental Impact Assessment describes the environmental effects that occur during the construction, operation and removal of wind turbines.

In this summary, the following sections are covered after this introduction (section 1):

2. the policy context and the reason for the Wind Farm Site Decision to be taken;
3. the choice of location for IJmuiden Ver wind farm zone;
4. the site subdivision of IJmuiden Ver wind farm zone;
5. the method of the EIA;
6. the result of the EIA;
7. cumulation;
8. cross boundary effects;
9. mitigation;
10. considerations of the preferred alternative;
11. gaps in knowledge and information;
12. monitoring and evaluation.

2. Policy context and reason for Wind Farm Site Decisions

The Offshore Wind Energy Roadmap includes plans to develop wind farms with a total capacity of about 21.5 GW in the following wind farm zones:

- Borssele with a capacity of 1,502 MW;
- Hollandse Kust (zuid) with a capacity of 1,520 MW;
- Hollandse Kust (west) with a capacity of 2,100 MW;
- North of the Wadden Islands with a capacity of 700 MW;
- IJmuiden Ver with a capacity of approximately 6,000 MW;
- Nederwiek with a capacity of approximately 6,000 MW;
- Doordewind with a capacity of 4,000 MW;

In accordance with this roadmap, about 11 GW of offshore wind capacity should be operational by 2030. The offshore wind roadmap thus looks as shown in Figure S1. Table S1 also shows the site subdivision for each wind farm zone.

Figure S1 Offshore wind energy roadmap June 2022



Table S1 Additional roadmap offshore wind energy 2030 (June 2022)

Size (ca. GW)	Wind farm zone, site(s)	Site tenders	(expected) commissioning of wind parks
1,0	In 2015 existing offshore wind parks	-	-
0,7	Borssele, sites I en II	Realised in 2016	2020
0,7	Borssele, sites III, IV en V	Realised in 2016	2020
0,7	Hollandse Kust (zuid), sites I en II	Realised in 2017	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (zuid), sites III en IV	Realised in 2019	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (noord), site V	Realised in 2020	(2023)
0,7	Hollandse Kust (west), site VI	Realised in 2022	(2025 - 2026)
0,7	Hollandse Kust (west), site VII		(2025 - 2026)
1,0	IJmuiden Ver, site III	Fourth quarter of 2023	(2028)
1,0	IJmuiden Ver, site IV		(2028)
1,0	IJmuiden Ver, site I		(2029)
1,0	IJmuiden Ver, site II		(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), site V	Second quarter of 2025	(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), site VI		(2029)
2,0	Nederwiek (zuid), site I	2026	(2030)
2,0	Nederwiek (zuid), site II		(2030)
2,0	Nederwiek (zuid), site III		(2031)
0,7	Hollandse Kust (west), site VIII	2026/2027	N.t.b.
0,7	Ten noorden van de Waddeneilanden, site I	2026/2027	(2031)
2,0	Doordewind, site I	2027	(2031)
2,0	Doordewind, site II	2027	(2031)

This Environmental Impact Assessment has been prepared for Site I of IJmuiden Ver Wind Farm Zone.

3. Site choice offshore wind farm zones

The North Sea Programme 2022 - 2027 reconfirmed previously designated areas as wind farm zones. In doing so, it was chosen to only indicate the contours of the wind farm zones. The sites have not yet all been defined. In the process, the IJmuiden Ver wind farm zone has been given a modified boundary so that there is no overlap with Natura 2000 area the Brown Bank. This had no effect on sites I - IV.

Site selection in previous Environmental Impact Assessment

In the Strategic Environmental Assessment accompanying the National Water Plan 2009 - 2015, it was investigated whether the IJmuiden Ver Wind Farm Zone is suitable for the realisation of wind energy. The effects of wind energy in the IJmuiden Ver Wind Farm zone were generally examined in terms of ecology, shipping safety, other user functions (oil and gas, fishery, sand extraction, defence, etc.), geology and hydrology, landscape (visibility), recreation (navigation), cultural history and archaeology. The Strategic Environmental Assessment accompanying the National Water Plan 2009-2015 also looked at suitability in

comparison to other wind farm zones designated for wind energy.⁸ It follows that the area is no less suitable than the other designated zones. In a general negative effects are similar. In terms of shipping and recreation, the effects are less than for the Hollandse Kust Wind Farm Zone (zuid, noord and west).

In the Environmental Impact Assessment for the sites of Wind Farm Zone Borssele and for Sites I and II of Hollandse Kust (zuid), a general comparison was made between the wind farm zones. This general comparison highlights specific aspects that need to be taken into account in the further development of wind energy in the wind farm zones, such as the effect on marine mammals and birds. This Environmental Impact Assessment will pay explicit attention to these aspects.

North Sea Programme site selection study

The North Sea Programme (PNZ) 2022-2027, which is part of the National Water Programme (NWP), has mapped eight search areas eligible for designation as wind farm zones in the North Sea until 2040. There are also four already designated and not yet used (parts of) wind farm zones, which have been reconfirmed. In fulfilling the target and the required acceleration till 2030, offshore wind energy plays a vital role. According to the Additional Task Steering Group, 10 GW of offshore wind energy is needed to achieve 55% CO₂ reduction. To this end, the study examined what is needed to fulfil the remaining target of the 49% target (0.7GW) in the existing wind farm zones and to find space for the additional EU acceleration target (55%) until 2030.

Showing from the supplement Strategic Environmental Assessment for the North Sea Programme that the 10.7 GW in the newly designated and partly re-designated wind farm zones are needed in their entirety to meet the 55% EU target. It was also examined which previously designated wind energy areas have the most suitable space to realise the remaining task for the 49% target.

This space has been found in the Hollandse Kust (west) Wind Farm Zone. The southern part of this wind farm zone has been reconfirmed in the North Sea Programme. The two northern sites of the IJmuiden Ver Wind Farm Zone have also been reconfirmed in the North Sea Programme (see figure S2). IJmuiden Ver is thus part of the roadmap to meet the CO₂ target in 2030. Further CO₂ reductions will be achieved with the newly designated wind farm zones.

A location trade-off between the newly designated and partly reconfirmed areas with the IJmuiden Ver Wind Farm Zone is not necessary since all designated areas are necessary to achieve the targets.

4. Site subdivision

The designated IJmuiden Ver Wind Farm Zone is located in the Dutch Exclusive Economic Zone (EEZ). The area is about 62 kilometres from the coast. The wind farm zone originally had a total area of 1170 square kilometres. However, the North Sea Programme 2022-2027 adjusted the southern boundary of the IJmuiden Ver Wind Farm Zone due to the designation of the Brown Bank as a Birds Directive area. The intended area for sites I-IV extends southwards to this new southern boundary and covers an area of about 388 square kilometres. The water depth in the entire (originally designated) wind energy area ranges from 16.8 to 46.9 metres (lowest astronomical tide - LAT).⁹

⁸ Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

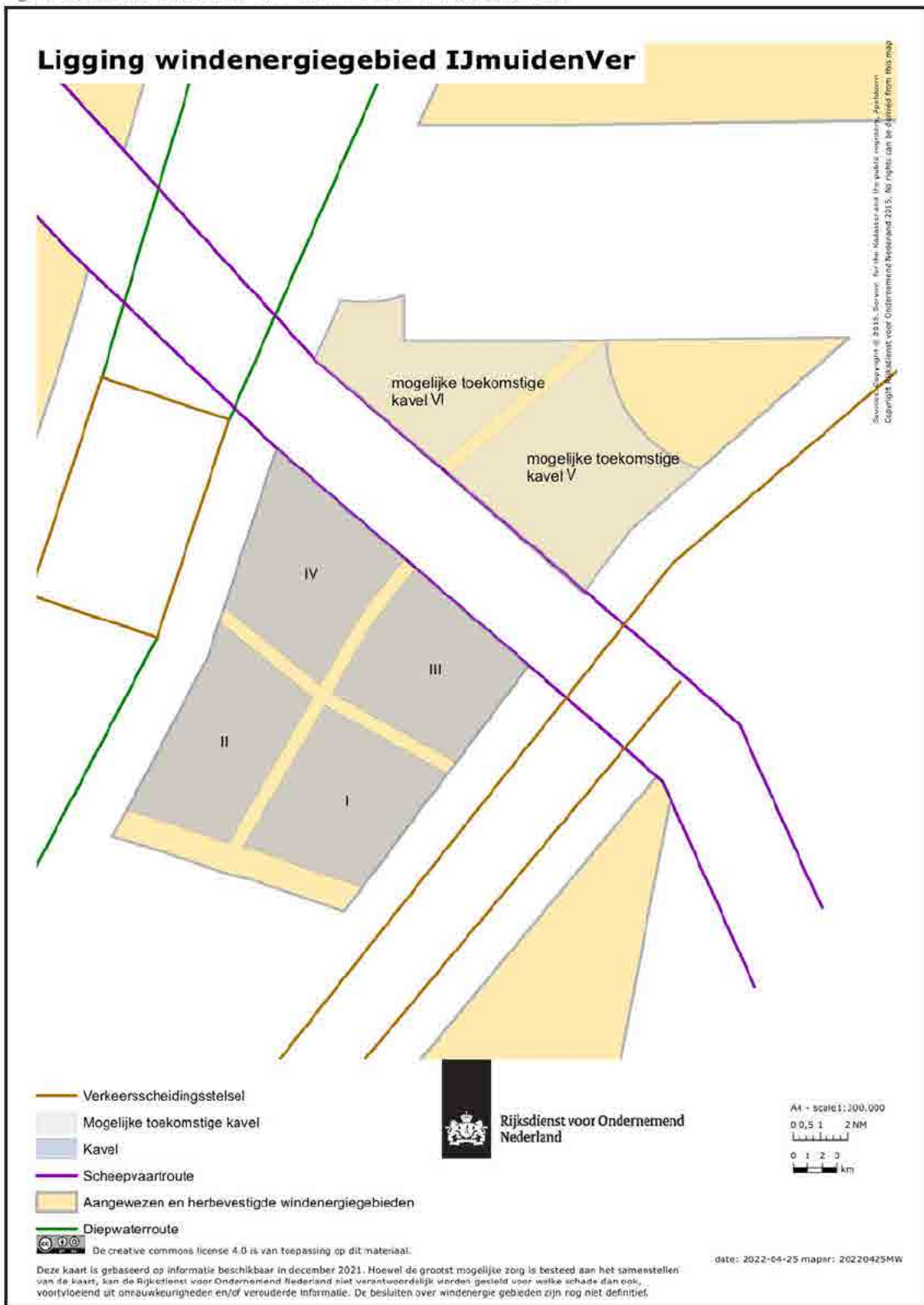
⁹ Voor meer informatie over de kenmerken van het gebied, zie de locatiestudies op <https://offshorewind.rvo.nl/generalIJmuiden>

Within the IJmuiden Ver Wind Farm Zone, there is space for six sites of about 1 GW each. The tenders of sites I to IV are planned in the fourth quarter of 2023. The tenders for sites V and VI, north of the proposed clearway, are planned in the second quarter of 2025. One of the main points of departure of the North Sea Programme 2022-2027 is to combine the use of scarce space in the North Sea as much as possible with relatively compact sites of about 10 MW/km².

In the site subdivision process of the zones various frameworks and guidelines are used. For example, the North Sea Programme 2022-2027 includes the 'Design process: distance between mining sites and wind farms' and the 'Design criterion distance between shipping lanes and wind farms'. Studies have also been conducted on the effects of wake turbulence from wind turbines on flight safety and on the helicopter accessibility¹⁰ of mining platforms.

¹⁰ NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016. Zie ook: To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Figure S2 Location of IJmuiden Ver Wind Farm Zone and site subdivision



Site I

Site I of the IJmuiden Ver Wind Farm Zone is located on the southeast side of the wind farm zone. As indicated, the currently drawn southern boundary has been placed there because of the Brown Bank, which was recently designated as a Birds Directive area. On the eastern side of the site is a shipping lane and on the western side the boundary with Site II, including the future location of the offshore platform of the IJmuiden Ver wind farm zone Alpha. On the north side, the site is bordered by Site III. In between Site I and Site III part of the cable route for the offshore grid IJmuiden Ver Beta is planned.

5. Method of impact Assessment

Bandwidth

In an Environmental Impact Assessment, alternatives of an activity are assessed by examining the effects an activity might have and comparing them side by side. As stated above this Environmental Impact Assessment does not examine site alternatives. Instead this Environmental Impact Assessment examined alternatives for one area with one wind farm (so-called 'site'). The alternatives consist of a range or bandwidth (see text box) of different wind turbine types and configurations possible within such a site.

The site within the IJmuiden Ver Wind Farm Zone is thus issued with the possibility for the wind farm developer configure the site as it wishes. The bandwidth within which it must remain is laid down in the Wind Farm Site Decision.

Bandwidth

This site is issued with a predetermined bandwidth. This allows for a flexible site design within which different types of turbines, configurations and foundations are possible. Within the bandwidth, the developer has the freedom to create an optimal design for the wind farm in terms of cost-effectiveness and energy yield. This bandwidth approach places specific requirements on the Environmental Impact Assessment. All environmental impacts associated with all possible configurations enabled by the wind farm site decision must be investigated. However, investigating all possible configurations is not possible due to the multitude of conceivable combinations. Therefore, a worst-case approach is adopted: if the worst-case situation of the bandwidth is acceptable in terms of impacts, then all setups within the bandwidth are possible.

Alternatives

The worst case situation will be different for different aspects (e.g. different for birds than for marine mammals). The study takes this into account by examining and comparing multiple worst case situations as alternatives in the Environmental Impact Assessment. The parameters delineating the worst case situations are named and described; for example, things like maximum number of turbines, maximum lower/upper limit of the rotor, maximum rotor swept area, characteristics of the foundation construction method, etc.

To obtain a picture of the possibilities to reduce impacts, mitigating measures are also identified and examined for each aspect. This prevents only a worst-case situation from being portrayed and identifies opportunities for optimisation.

The bandwidth of the site to be issued is shown in the following table. The values of the bandwidth are based on the current state of the art and expectations regarding developments for the coming years. The upper and lower limits of the bandwidth will be laid down in the Wind Farm Site Decision.

Table S2 Bandwidth EIA

Subject	Bandwidth
Installed capacity site	approx. 1 GW
Maximum number of turbines	67
Power of individual wind turbines	Min15 MW
Tip height (top) individual wind turbines	Maximum 305 meter
Tip height (bottom) individual wind turbines	Minimum 25 meter
Rotor diameter individual wind turbines	236 – 280 meter
Spacing between wind turbines	Minimum 4 times the rotordiameter
Number of blades per wind turbine	2, 3
Type of foundations	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket
Maximum noise level (in case of pile driving)	160 or 164 dB re 1 μ Pa ² s SELss 750 metres from the noise source
In case of foundation piling: diameter of foundation pile/piles and number of piles per turbine:	
Monopile	1 pile of 11,5 to 15 meter
Multipile (including 'tripods' en 'jackets')	3 to 4 piles of 3 - 5 meter
In case of foundation without piling: dimensions on seabed:	
Gravity Based	Up to 50 meter in diameter
Suction Bucket	Up to 30 meter in diameter
Electrical infrastructure (inter-array cabling)	66 kV, buried at a depth of 1 metre

The worst case situation may be different for different aspects, e.g. for birds and for marine mammals. The table below shows the worst case and best case for the different environmental aspects.

Table S3 Worst and best case within the bandwidth for each environmental aspect

Environmental aspect	Bandwidth	Alternative (Worst case)	Alternative (Best case)
	Birds and bats	67 x 15 MW-turbines Tip (bottom) 25 m rotordiameter 236 m	50 x 20 MW-turbines Tip (bottom) 25 m rotordiameter 280 m
Marine life*	67 x 15 MW-turbines 1 turbine location per day	50 x 20 MW-turbines turbine location per day	
Shipping	67 x 15 MW-turbines	50 x 20 MW-turbines	

Geology and hydrology	50 x 20 MW-turbines with a Gravity Based foundation or suction bucket	67 x 15 MW-turbines with Tripod foundation
Landscape **	67 x 15 MW-turbines rotordiameter 280 m hub-height 165 m	
Other functions	50 x 20 MW-turbines with a Gravity Based foundation or suction bucket	67 x 15 MW-turbines with Tripod foundation
Electricity yield**	67 x 15 MW-turbines	

* For marine life, the worst case and best case situation is different for each 'sub aspect' (marine mammals, fish, benthic life).

** For landscape and electricity yield, one alternative was examined because the expected impacts within the range are not sufficiently distinctive.

Assessment

To compare the effects of the alternatives for each aspect, they are assessed on a +/- scale compared to the zero alternative (which is the current situation and autonomous development). The following rating scale is used for this purpose, as shown in Table S4. The assessment is elaborated.

Table S4 assessment methodology

Assessment relative to the zero alternative (the reference situation)	Score
The plan leads to a strong noticeable negative change	--
The plan leads to a noticeable negative change	-
The plan does not differ from the zero alternative	0
The plan leads to a noticeable positive change	+
The plan leads to a significant positive change	++

If the effects are marginal, this is indicated by 0/+ (marginal positive) or 0/- (marginal negative) where applicable.

The Appropriate Assessment quantifies effects in order to make statements on whether or not significant effects on Natura 2000 areas will occur.

Besides the effect of a wind farm in Site I, cumulative effects of other wind farms and activities have also been considered, as well as mitigating measures.

6. Result of environmental Assessment

The following tables show the ratings of the alternatives by aspects according to the different assessment criteria, without the use of mitigation measures¹¹. The tables are then discussed for each aspect.

¹¹ For marine life, however, the noise standards from the Ecology and Cumulation Framework 4.0 have been used as a starting point. These noise standards can only be met if measures are taken during pile driving.

6.1 Morphology and hydrodynamics

Table S5 Impact assessment morphology and hydrology Site I

Aspect (during construction, maintenance and operation)	Alternative 1 (15 MW)	Alternative 2 (20 MW)
Waves	0	0
Water movement (water level and current)	0	0/-
Water depth and bottom shape	0	0
Bottom composition	0	0
Turbidity and water quality	0	0
Stratification	0	0
Sediment transportation	0	0
Coastal defence	0	0

All morphological and hydrological changes resulting from the construction, use, removal and maintenance of the planned wind farm and cables are very limited in magnitude. In addition, the effects during construction and removal are only temporary. The changes, when they occur, are very small compared to the natural dynamics of the area. Due to the relatively small size of the foundation piles, the relatively large distance between the wind turbines and the number of wind turbines, the changes are very localised. The impact is limited to the immediate vicinity of the foundation piles and the park cable route and is again only temporary. Only in the case of a gravity-based foundation are the effects on water movement slightly greater due to the larger dimensions of the foundation, thus scoring slightly negative.

6.2 Birds and bats

Alternative 1 (67 x 15MW turbines) results in several dozen more bird casualties than Alternative 2 (50 x 20 MW turbines). Based on current knowledge, Alternative 1, with more and smaller turbines, is expected to result in a higher number of bat casualties (an estimated 67) than Alternative 2 (an estimated 50). Alternative 2 is therefore the most environmentally friendly alternative from the perspective of birds and bats, mainly due to the lower number of collision casualties than the other alternative with more turbines. The complete impact assessment is summarised in Table 6.

Table S6 Impact assessment of the different IJmuiden Ver wind farm alternatives on colony birds, local seabirds, migratory birds and bats.

Effects of wind farm	Alternative 1	Alternative 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
Construction phase birds		
- construction of foundations	0/-	0/-
- increased shipping	0/-	0/-
Use phase birds		
Local seabirds		
- collisions	-	-
- barrier effect	0	0
- habitat loss	-	-
- indirect effects	0/-	0/-

Effects of wind farm	Alternative 1	Alternative 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
Breeding (colony) birds		
- collisions	-	-
- barrier effect	0	0
- habitat loss	0/-	0/-
- indirect effects	0/-	0/-
Migratory birds		
- collisions	-	-
- barrier effect	0	0
- habitat loss	0	0
- indirect effects	0	0
Removal phase birds		
- deconstruction of foundations	0/-	0/-
- increased shipping	0/-	0/-
Bats		
- collisions	-/-	-
- barrier effect	0	0
- habitat loss	0	0
- indirect effects	0/-	0/-

The expected effect of two-bladed instead of three-bladed turbines was also considered. Taking into account the fact that a bird may come into contact with one less blade per turbine, but the rotational speed of the blades is somewhat higher on average (about 1.33x), fewer casualties are expected to occur with two-blade turbines than with three-blade turbines.

An Appropriate Assessment has also been prepared for this Environmental Impact Assessment. This shows the following:

- Effects due to collisions and habitat loss on non-breeding birds from Natura 2000 areas, which use Site I outside the breeding season, cannot be ruled out. Significant effects, however, can be ruled out.
- Significant negative effects of Site I on breeding populations of lesser black-backed gulls from the Dutch Natura 2000 areas Dunes and Lage Land Texel, Dunes Vlieland and Wadden Sea can be ruled out. The additional mortality caused by the wind farm is at most 0.06%, and this falls below the 1% natural mortality standard.
- Effects on some species of migratory birds on seasonal migration from Natura 2000 areas as a result of collisions cannot be ruled out. Significant effects, however, can be ruled out.

A Species Assessment was also carried out for this Environmental Impact Assessment. This shows the following:

- For most species whose victims are expected in Site I in IJmuiden Ver Wind Farm Zone, the predicted mortality for all species is less than 1.0% of the annual natural mortality of the population in the Dutch EEZ. The exceptions are the gannet and great black-backed gull. On this basis, for all species except gannet and great black-backed gull, it can be said with certainty that the realisation of Site I in IJmuiden Ver Wind Farm Zone will not lead to effects on the GSI of the populations concerned.

6.3 Marine life

Impacts on benthic animals and fish are small in magnitude. An exception applies to Sabellaria banks. This is a critical habitat potentially present in the plan area. This reef-forming species, which can reach a reef width of several metres, thus creating habitat for other species, may be destroyed by turbine construction. In the worst case alternative where 17 more turbines are installed than in the best case, this effect will be greater. Furthermore, a gravity-based foundation covers a larger area than a monopile foundation.

For marine mammals (porpoises and seals), effects will occur during the construction phase of the wind farm due to the underwater noise created by pile-driving activities. During pile driving, animals may be disturbed by being within the noise contour within which a change in behaviour occurs. The Assessment shows that, when applying an underwater noise level of 160 dB re 1 μ Pa²s or 164 dB re 1 μ Pa²s on 750 meters of the noise source, this disturbance will not lead to population effects for either seals or porpoises, so the effects will not lead to a deterioration of the State of Conservation (Svi).

Table S7 Impact assessment IJmuiden Ver marine life

Type	Fase	Impact assessment	Alternative 1	Alternative 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
Benthos	All	Disturbance	0	0
		Impairment	-	-
		Habitat loss	0	0
Fish	Construction	Noise vibrations from pile driving	N/A	0/-
		Soil disturbance: turbidity	0	0
		Bottom disturbance: habitat destruction	0/-	0/-
	Use	Exclusion of fishing	0/+	0/+
		EMF due to cables	0/-	0/-
		Artificial hard substrate	0/+	0/+
	Removal	Loss of new habitat	0	0
Marine Mammals	Construction	Disturbed area (km ²)	0/-	0/-
		Number of animals affected	0/-	0/-
		Number of animals disturbed	0/-	0/-
		Duration of disturbance	0/-	0/-
		Population effects	0/-	0/-

6.4 Shipping and safety

Table S8 Impact assessment marine safety

Assessment criteria	Impact assessment	Assessment
Safety	Probability of collision and drift with wind turbines	-
	Consequential damage from collision and drift	0/-
Shipping	Diversion possibilities for crossing shipping	0

Contrary to the other topics, for shipping safety, the cumulative effect of the various wind farms have been taken into account from the outset. This is because the planned shipping routes for route-related traffic do not change. The route structure at sea is designed to take into account the wind farms already constructed and to be constructed. The considered zero alternative is therefore also the cumulative scenario.

From the most recent study (which assumes that there will be no passage in the wind farms), the total expected collision and drift frequency (with a turbine) for the scenario RK2030 is 0.987 per year (once every 1.0 year). This is the scenario from the original roadmap (up to IJmuiden Ver I-IV) plus the assignment to accelerate, but without the future roadmap 2040. Therefore, the assessment in terms of probability of collisions and drifts is negative (-).

6.5 Landscape

For both sites, the worst-case turbines will not be visible at eye level. At a height of 20 metres (on the coast), the turbines are theoretically visible. However, meteorological conditions will almost always obscure the turbines from view. The wind farm will theoretically be visible less than 1% of the time (less than 1 day per summer, and for less than 7 minutes on that day).

Assessment criterion	Assessment
Visibility in percentage of time	0

6.6 Other functions

Most impacts on the other uses are assessed neutrally because they are minor in magnitude, or can be ruled out in advance. This applies to mining, aviation (excluding helicopter traffic), sand, gravel and shell extraction, dredging dumping, ship, shore and aviation radar, cables and pipes, telecommunications, military activities, and recreation and tourism.

Table S9 Impact assessment of the investigated subject of the environmental aspect other functions.

Functions	Assessment Criteria	Alternative 1 67 x 15 MW	Alternative 2 50 x 20MW
Fisheries	Fishing restrictions	0/-	0/-
Mining	Restrictions on oil and gas extraction	0	0
Aviation	Interference civil aviation	0	0
	Interference helicopter traffic	-	-
	Coast Guard interference	0	0
	Interference military aviation	0	0

Sand, gravel and shell mining	Restrictions on shallow mineral extraction	0	0
Dredge dumping	Dredging restrictions	0	0
Ship, shore and aviation radar	Radar interference	0	0
Cables and pipelines	Interference to cables and pipelines	0	0
Telecommunications	Wave interference	0	0
Military activities and NGE	Interference Military activities	0	0
	Presence of unexploded ordnance	-	-
Recreation and tourism	Restrictions on recreational navigation	0	0
	Restrictions on coastal recreation	0	0
Cultural history and archaeology	Damage to archaeological remains	0/-	0/-
Existing wind farms	Influence on electricity yield of existing wind farms	0/-	0/-

The effects on fisheries as a whole are assessed slightly negatively. The area closure of the site is small compared to the area available to fishermen. However, individual fishermen may experience greater impacts than others if they frequently use fishing grounds within the site. The effects for cultural history and archaeology have also been assessed and is slightly negatively due to the presence of (possible) archaeological values that need to be taken into account. There is also a slightly negative effect on existing wind farms due to the proximity to Hollandse Kust (west). The proximity of other wind farms can negatively influence the amount of wind another wind farm can capture.

For helicopter traffic (aviation) and NGE (unexploded ordinances), the assessment is negative. This is because the site is crossed by a Helicopter Main Route. The arrival of a wind farm limits the minimum flight altitude and makes it necessary to raise it. Additionally, within the sites, the presence of NGE is very likely making necessary measures essential. With these measures, the possible effects will be mitigated.

6.7 Electricity yield

Table S10 Summary of impact assessments Electricity yield and avoided emissions without mitigation

Sub aspects	Assessment criteria	Impact assessment Alternative 15 MW
Electricity yield	Electricity yield	++
	CO2 emission reduction	++
Avoided emissions	SO2 emission reduction	++
	NOx emission reduction	++

A net electricity yield of 4,164 GWh/year has been calculated for the 15 MW turbine. Other alternatives with other wind turbine types will be able to provide approximately the same electricity yield. Environmental Impact Assessments for the sites of other wind energy areas consistently found that a layout with a different number of turbines and capacity per turbine but an installed total capacity that was about the same (1 GW) resulted in more or less the same electricity yield.

The mentioned electricity production is equivalent to 0.77% of the national final energy consumption of 1,994 PJ (in 2020, according to total gross final energy consumption, source: CBS). Site I at IJmuiden Ver can supply electricity to approximately 1,525,000 households¹².

The contribution of the wind farm to the reduction of CO₂, NO_x and SO₂ is proportional to the net energy output. The reduction has been calculated using the average use of fuels at power plants.

It is likely that turbines with high power and a relatively large rotor will generate the most electricity yield. The future wind farm developer is free to determine an optimum within the bandwidth in which, of course, cost price will also play a role.

7. Cumulation

The following table briefly indicates the cumulative effects and the consequences this has for the Wind Farm Site Decision. The first column indicates the aspect, the second column indicates which effects may be relevant in cumulation and the third column indicates the implications for the Wind Farm Site Decision.

Table S11 Relevant cumulative effects and impacts

Aspects	Relevant cumulative effects	Consequences of Wind Farm Site Decision
Morphology and hydrodynamics	At the level of the IJmuiden Ver Wind Farm Zone, the effect on morphology and geology will be neutral. However, recent studies have shown that very large-scale developments of wind farm zones in the North Sea could potentially affect (mixing) and water movement and morphology. However, the extent of effects regarding these aspects and the repercussions on other geological and ecological processes is highly uncertain.	No consequences
Birds and bats	<p><u>Birds</u> Cumulatively, significant negative impacts can be ruled out for all bird species. The acceptable level of impact (ALI) for both alternatives is also not exceeded for gannet and herring gull. This was the case within the KEC 4.0. Cumulatively, significant negative impacts can also be ruled out on the basis of new ALI standards, with the exception of auk and guillemot in the international scenario (all wind farms in the southern North Sea up to and including 2027), in the national scenario (all wind farms in the Dutch part of the North Sea up to and including 2027) also for auk and guillemot.</p> <p><u>Bats</u> Much less information is available on bats than on birds. The bats that fly over the North Sea are well established, but their numbers, the population sizes from which these animals originate and their behaviour at sea are not well</p>	<p><u>Birds</u> Several studies on possible mitigation measures to reduce impacts are ongoing. These measures could potentially reduce the number of casualties.</p> <p><u>Bats</u> Based on current knowledge, it cannot be ruled out with certainty that negative effects on the conservation status of rough-legged dwarf bat will occur in the worst-case scenario, even after applying downtime as a mitigation measure.</p>

¹² This is not the same as the electricity actually going to so many households and being used by householders. It gives an indication of the scale of generation, but the electricity will feed the public electricity grid and be taken by potentially all electricity users connected to the public electricity grid.

	<p>known. According to the calculation method used, the number of casualties among pipistrelle bats, at 4,109 animals, is well above the PBR of 1,905 animals.</p>	
Marine life	<p><u>Benthos and fish</u> The increase in the number of wind turbines and foundations could lead to changes in flow, stratification or primary production of benthos. It is also possible that it facilitates colonisation by exotic species. However, not enough information is available to estimate these effects.</p> <p><u>Marine mammals</u> Applying an underwater noise level of 160 dB re 1µPa²s or 164 dB re 1µPa²s on 750 meters of the noise source, the disturbance will not lead to significant cumulative effects for either seals or porpoises, so the effects will not lead to a deterioration of the State of Conservation (Svi).</p>	<p>If the noise standard described in this EIA is applied, effects on the GSI of marine mammals can be ruled out.</p>
Navigation and safety	<p>In this Environmental Impact Assessment, the cumulative impact of the different offshore wind farms is not considered separately. The considered zero alternative is therefore also the cumulative scenario.</p> <p>Most recent research indicates that the total expected collision and drift frequency (with a turbine) for the scenario Rk2030 (1281 turbines) is 0.56 per year (once every 1.8 years). For the scenario that includes acceleration, this frequency increases to 0.987 (once every 1.0 years).</p>	<p>No consequences</p>
Landscape	<p>The IJmuiden Ver Wind Farm Zone is located at a great distance from the coast. Only because of this, it is visible for less than 24 hours on an annual basis. The same applies to nearby wind energy zones such as Hollandse Kust (west) and Nederwiek. Therefore, no significant contribution to cumulative effects is expected and no mitigating measures are required.</p>	<p>No consequences</p>
Other uses	<p><u>Fisheries</u> The arrival of more offshore wind farms increases the total land used. As a result, a larger area will be closed to fishing. The future cumulative effect of this area closure for fisheries is partly determined by future developments in the ecology of the North Sea and the policy and socio-economic context. The possibility of more nature areas being closed to fishing in the future, and the possible closure of UK waters after 2025 increases this effect.</p> <p><u>Archaeology</u> With a greater number of turbines in the North Sea, the likelihood of archaeological remains being affected, or NGE being struck, also increases. The realisation of the sites within the IJmuiden Ver Wind Farm Zone increases this</p>	<p>No consequences</p>

	<p>chance, although good mitigation measures are available for this.</p> <p><u>Recreational navigation</u> For recreational shipping, the cumulative effects are limited because it is allowed for ships up to 24 metres in length within certain wind farms, and for wind farms where this is not allowed, passages are designated that ships up to 46 metres can use. In addition, recreational shipping mainly uses the 10 to 20 km wide zone along the coast, so area closures further out to sea have a limited effect.</p>	
Electricity yield	<p>The increase of wind farms in the North Sea increases the potential wake effects. For Site 1 of IJmuiden Ver Wind Farm Zone, the number of full-load hours decreases from 4,190 to 3,926.</p> <p>When taking into account the other sites in IJmuiden Ver, as well as the future UK wind farms, the wake losses increase by 5.5 percentage points from 12.1% to 17.6%. As a result, net electricity output and the amount of emissions avoided decrease by 6.3% from 4,211 GWh/y to 3,946 GWh/y.</p>	No consequences

8. Transboundary effects

For the aspects of bats and birds as well as marine life, transboundary effects are potentially to be expected.

8.1 Birds and bats

8.1.1 Breeding birds

IJmuiden Ver Wind Farm Zone is out of reach for most breeding colonies located in Natura 2000 areas. Only breeding lesser black-backed gulls originating from colonies in the Dutch Natura 2000 areas Dunes and Low Land Texel, Dunes Vlieland and Wadden Sea can theoretically reach the wind farm zone. IJmuiden Ver Wind Farm Zone is not within the foraging range of other Dutch or foreign colonies in Natura 2000 areas for which a conservation target for lesser black-backed gull as a breeding bird has been formulated.

8.1.2. Non-nesting birds

With the assumption that seabirds move nomadically throughout the North Sea outside the breeding season, individuals in the (southern) North Sea can be seen as a single population. It is therefore expected that individuals using Natura 2000 areas, and thus the 'population' of such a Natura 2000 area, will be similarly impacted as the North Sea population as a whole.

This chapter and the Appropriate Assessment have concluded that in cumulation significant effects on populations within Natura 2000 areas have also been ruled out. This also applies to foreign Natura 2000 areas.

8.2 Marine life

Fish

For fish, the effects of piling are marginal and also highly site-specific. Pile-driving will therefore not result in any transboundary effects. Operational noise from a wind turbine has no demonstrable effect on the fish community and therefore no transboundary effects.

Sea mammals

The calculations made regarding the effects on marine mammals apply to the population within the NCP. No calculations have been done for other populations. The disturbed area lies entirely outside Natura 2000 areas designated for porpoises or seals in the Netherlands or abroad. There are therefore no transboundary effects or direct externalities.

9. Mitigation

Assessments show that the conditions of the legal framework can be met for most aspects. Mitigating measures are required to limit cumulative effects on birds, bats and porpoises and to ensure that the conservation status does not deteriorate. However, the occurrence of (residual) negative effects due to construction, operation and removal of the wind farm cannot be excluded. These possible residual effects can be mitigated by the following measures. These are therefore measures that can be taken additionally. Decisions making on which mitigating measures will be implemented are made in the Wind Farm Site Decision.

Table S12 Possible mitigating measures

Aspect	Effect	Possible mitigating measures
Birds and bats	Disturbance	Build in June to September when few disturbance-sensitive species are present. Apply minimal lighting on vessels, with a 'bird-friendly' colour.
	Disturbance and casualties	Apply design measures, such as creating corridors or using an alternative shape of the wind farm (diamond, square, etc.). However, not much is yet known about the effectiveness and exact design. Increase detection probability of the wind farm for birds by reflectors, lasers and noise (depending on bird species and thus bound by various restrictions).
		Shutting down of wind turbines during certain weather conditions in combination with detected migration peaks. Install the smallest possible number of large wind turbines instead of larger number of smaller wind turbines. Install two-bladed instead of three-bladed turbines. Smart planning of maintenance work. When turbines are shut down it can prevent casualties (consider periods of increased bird activity).
	Disturbance	Dismantle at a time when few disturbance-sensitive species are present.
Aquatic life	Disturbance and habitat destruction	<u>Benthos</u> Use the smallest possible foundation. <u>Marine mammals</u>

		<p>Use acoustic measures (piling walls, bubble screens, etc.).</p> <p>Choose the shallowest locations in the planned area.</p> <p>Conduct piling work when the density of marine mammals is low (autumn).</p> <p>Choose a small number of, relatively large turbines rather than several smaller ones.</p> <p>Use alternative foundation techniques, such as vibrating, screwing or blue piling.</p> <p>Use other foundations, such as tripods, jackets or suction buckets.</p>
	Disturbance and habitat destruction	<p>Benthos</p> <p>Do not remove wind turbine pillars and embankments so that the developed aquatic communities remain.</p> <p>Use biodegradable concrete structures.</p>
Shipping and safety	Collision risk and vessel movements	<p>Using the Automatic Identification System (AIS) and VHF antenna in the park.</p> <p>Vessel traffic management (VTM).</p> <p>Additional marking and identification of wind turbines.</p> <p>Deployment of an Emergency Towing Vessel.</p> <p>Additional SAR capacity.</p> <p>ETV equipped with pesticides against oil pollution.</p> <p>Physical barrier at wind farms to prevent collision.</p>
Morphology and hydrodynamics	N/A	N/A
Landscape	N/A	N/A
Other uses	Restriction on fishing areas	There are opportunities for fishery-friendly design of wind energy areas. However, for stakeholders as a whole, the benefits do not seem to outweigh the costs.
	Separation requirement HMR KY650	Move the HMR or increase the minimum flight path.
	Unexploded ordnances	Further investigation is required to detect unexploded ordnances and then clear them.
	Impact on archaeological values	Changing the location of a wind turbine or cable to avoid a (possible) archaeological objects.
	Possible disruption of existing (radio) wave paths	Take into account the half-rotor + 2nd fresnel zone around (radio) wave path when wind turbines are placed.
Electricity yield	N/A	N/A

10. Considerations on preferred alternative

Introduction

In this section, some considerations are given for the choice of the preferred alternative, which will be made possible in the Wind Farm Site Decision. It concerns the bandwidth considered in this Environmental Impact Assessment and the mitigating measures to be taken.

Bandwidth considerations

There are no aspects in this Environmental Impact Assessment that constrain the considered range.

Considerations on mitigating measures

A number of measures are needed to limit effects on nitrogen-sensitive habitat types, cumulative effects on birds, bats and porpoises, and to guarantee the GSI. These include, for example, a shutdown provision during bird and bat migration and compliance with an underwater noise standard during pile driving. Table S12 lists the possible measures identified in this Environmental Impact Assessment that could mitigate impacts. The choice will be explained in the Wind Farm Site Decision.

Conclusion

The Wind Farm Site Decision can enable the preferred site bandwidth at the considered location. However, the application of (at least) the necessary measures should be secured in the context of birds, bats and porpoises.

11. Knowledge gaps

Introduction

Although there has been significant construction of new offshore wind farms in recent years, offshore wind farm development still has a relatively short history. There are known monitoring evaluations of offshore wind farms in England, Denmark, Germany and the Netherlands, among others. These are results of relatively short monitoring periods. Better insight into the exact nature and extent of the effects with (empirical) research can only be expected in the long term. However, current development and research programmes do provide tools for impact prediction, as presented in this Environmental Impact Assessment with a worst-case approach. During (the preliminary investigation of) the impact prediction for the present Environmental Impact Assessment, several knowledge gaps were identified that limit the understanding of the nature and extent of the impacts of a wind farm in Site I. Knowledge gaps remain about the effects, including the cumulative effects of multiple wind farms among themselves and in cumulation with other activities in the North Sea.

The gaps in knowledge that exist are not only due to the recent past of offshore wind energy. In general, much knowledge about animal species and their densities, diversity and behaviour still needs to be expanded. This section explains gaps in knowledge that are relevant in the context of this Environmental Impact Assessment. Gaps in knowledge are described successively with regard to the impact estimate on birds, marine life, morphology and hydrodynamics, shipping, landscape, other user functions and electricity yield.

Birds and bats

There are gaps in knowledge on collision risks, barrier effects and disturbances from offshore wind farms (both day and night). Particularly, species-specific knowledge is lacking. Validation of models to predict collision victims at sea is lacking. There are also gaps in knowledge about disturbance sensitivity and disturbance distances of seabirds, as well as the extent to which birds can become accustomed to wind farms. Based on literature, it has been assumed that 10% of disturbed birds die. It is not known to what extent this assumption corresponds to reality, but it can be said that 10% is on the safe side (worst-case assumption).

For bats, there are gaps in knowledge regarding basic knowledge about population size and species-specific distribution. The relative importance of the North Sea for different species of bats and their changes in behaviour due to the presence of wind farms is currently unknown.

Aquatic life

Benthos

Knowledge gaps exist in regard to being able to predict the effects of abiotic changes (especially sediment change in the vicinity of the wind farm) on benthos. The effects of electromagnetic fields along the cables are currently also not well known. In addition, research on the effects of seabed vibrations due to pile driving is still in its infancy (Roberts & Elliot 2017). Further research is needed to show whether these effects are reversible, and whether these effects can be transmitted to community and population levels.

Due to wind farm construction modelling studies have been developed on indirect effects on plankton and benthos in protected areas (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). The model results are currently not yet suitable to make predictions about the future. Positive or negative effects cannot be ruled out.

As more (or larger) offshore wind farms are built, this will result in a greater area of available hard substrate surface due to turbine pillars, protective embankments and increases in vessel movements. This may facilitate/accelerate colonisation by exotic marine fauna associated with hard substrates of this part of the North Sea. To date to what extent this actually occurs has never been investigated.

Fish

An important gap in knowledge concerns the impact of human induced noise on fish and invertebrates living in or near the sea floor (Hawkins et al. 2021). It is likely there are fish and certain invertebrates that can perceive this. Whether this also leads to effects on behaviour and fitness is unknown. For fish, some research has already been conducted on the effects of underwater noise on fish (Bolle et al. 2012, Debusschere et al. 2014, Popper et al. 2014). This shows that fish are much less sensitive to underwater noise than marine mammals and that some species (with swim bladders) are more sensitive than others.

Also, the Wind Farm Site Decisions only mention noise standards for the construction phase (mainly due to piling of foundations), but not for the operational phase of the wind farm. This allows wind farm developers to increase the tip speed of rotors without limit, which implies higher noise levels in the operational phase, including probably underwater. Since it is currently not well known whether wind turbine noise plays a role in fish disturbance, it cannot be said whether an unlimited tip speed and associated noise levels lead to increased disturbance among fish. For the time being, it is not known whether unlimited tip speed and associated operational noise levels lead to increased disturbance among fish. Targeted research on the effect of different operational noise levels on fish behaviour will have to show this.

Sea mammals

The main gaps in knowledge affecting the magnitude of the calculated effects relate to the underlying assumptions regarding:

- Uncertainties in the procedure for determining population effects;
- Quantification of source noise and noise propagation;
- Dose-response relationship for disturbance/behaviour change;
- Quantifying the number of disturbed animals;
- Translating effects on individual porpoises into population effects (iPCoD);
- Translating porpoise disturbance to effects on vital rates;
- Assumptions in iPCoD model on population trends and demographic parameters;
- Application of Interim PCoD model to translate effects on common and grey seals;

- Applicability of alternative installation techniques;
- Uncertainty about effects of application of other foundation types;
- Continuous noise during the construction and operation phases;
- Removal of existing wind farms and underwater noise.

Shipping and safety

In the case of rotating offshore wind farms, the number and type of ships using the area around the wind farm will be monitored, as well as the number and type of incidents that occur in the process. The resulting data will be used to decide whether it is desirable to develop an assessment framework and probability model. The behaviour and traffic flows of non-route traffic, which is placed outside IJmuiden Ver Wind Farm Zone in the SAMSON model, can also be monitored. Furthermore, the scenarios and impact of collisions and drifts with wind turbines can be further investigated and developed.

For example, certain assumptions have been made in this Environmental Impact Assessment for determining personal injury. For instance, it is not known what the probability is of the mast falling on or away from the vessel during collisions and drifts. Also, the collapse behaviour of wind turbines comes from a study from 2000 (Barentse, 2000), while wind turbines have become considerably larger. In the context of the continued growth of offshore wind energy, shipping safety has been looked at cumulatively and consideration has been given to how identified knowledge gaps and how these gaps can be filled. A study was carried out by MARIN on shipping safety and possible mitigating measures due to the combined effect of autonomous development and the roll-out of the 2030 Offshore Wind Energy Roadmap¹³. More recently, a similar study was carried out which also included the 2030 assignment to accelerate¹⁴. Following both studies, it was decided to set up a monitoring and research programme for shipping to fill in the knowledge gaps. Part of those gaps is the effectiveness of the proposed mitigation measures. This programme started in spring 2021 under the name MOSWOZ (Monitoring and Research Programme Shipping Safety Wind at Sea).

Morphology and hydrodynamics

Further research is needed regarding the possible effects on stratification processes and water movement of a large-scale (international) development of wind energy in the North Sea. A good start on cumulative mapping of wind farm developments in the North Sea has already been made in Van Duren et. al 2021. However, they give a number of important recommendations to carry out further research on cumulative effects. The actual impact on stratification processes and water movement in the North Sea of developments on the Dutch continental shelf cannot be unambiguously identified.

Landscape

No substantial gaps in knowledge and information affecting the impact description were identified for the Landscape theme.

Other uses

Apart from the topics already mentioned that require further investigation, no substantial gaps in knowledge and information were identified for the environmental aspect 'other uses'.

¹³ See Zie <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/scheepvaart/> voor meer informatie en het onderzoek.

¹⁴ Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

Electricity yield

The environmental aspect of electricity yield and avoided emissions has significant gaps in knowledge. The yield calculations in this chapter are expected to give a good indication of the actual yield to be achieved. A wind measurement campaign can be used to simulate a more accurate approximation of the wind climate leading to more reliable results, however, these are not available at the time of writing and are expected to be carried out by the final permit holder. Also, no data of actual 15 MW offshore turbines in production are currently available. Turbine characteristics prepared by the IEA for a notional, 15 MW research turbine (Offshore reference-15,000 IEA) have been used in the calculations. Its use is not expected to lead to significantly different results.

Conclusion

The gaps in knowledge do not mean that a good picture has not been obtained of the effects of a wind farm in Site I in IJmuiden Ver Wind Farm Zone. However, it is important for the decision-making process to have insight into the uncertainties that played a role in the impact predictions. This insight has been provided with this Environmental Impact Assessment.

13 Monitoring en evaluation

13.1 WOZEP

The monitoring and evaluation programme WOZEP focuses on important ecological questions around construction and operation of wind farms at sea that are mainly of a generic nature rather than wind farm specific.

The Wozep covers both the ongoing development of the KEC tool (update and implementation of knowledge) and the MEP (the monitoring and research programme). The MEP covers monitoring and research as mandated by the Environmental Management Act.

The Wozep thus replaces the monitoring obligation per wind farm. In this way, an efficiency improvement is also achieved which also contributes to cost-efficient realisation of the offshore wind energy targets.

On the one hand the evaluation of the Wozep pays attention to the translation of new knowledge into the KEC tool (this can also mean checking assumptions and/or effect calculations) and on the other hand as a translation into policy and management consequences. Example of the latter is the imposition or adaptation of mitigation measures. In the Wozep, the study focuses in particular on gaining more insight into the cumulative ecological effects and visualises and advises the competent authorities.

Current situation

A multi-year monitoring and research programme was delivered at the end of 2016, broadly outlining the research lines for the period 2017-2023. Choice of research lines is determined by consideration on two time frames:

- Short-term (up to 2023): focusing on use of results in planned wind farms. Central to this is examining the assumptions made in the ecological assessment for these farms. It also examines the usefulness, necessity and effectiveness of measures imposed on the wind sector to reduce ecological damage;
- Long term (after 2023): what knowledge is needed to allow further expansion of offshore wind farms in a responsible manner, what are the expected effects of further expanding the number of wind farms in the North Sea, where exactly can they be located and with what possible consequences, how can negative effects be sufficiently avoided, etc.

For more information see website: <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/wind-zee-ecologisch>.

The gaps in knowledge from this Environmental Impact Assessment provide input for monitoring within WOZEP (for the ecological aspects) and for monitoring for the shipping and morphology and hydrology aspects.

13.2 MOSWOZ

In 2019, Rijkswaterstaat investigated the cumulative effects of wind farms on shipping safety. It concerns the wind farms to be built on the southern part of the Dutch North Sea until 2030. In total, it concerns some 850 additional wind turbines over an area of some 1,600 km².

Despite much research and the involvement of all kinds of experts, there are still uncertainties about the actual risks and about the effectiveness of a number of measures. This is the reason why the Monitoring and Research Programme on Marine Safety Wind at Sea (MOSWOZ) was launched. Running until 2029, the programme will monitor shipping safety developments in relation to implementation of offshore wind farms over the next few years. The ultimate goal is to gain more insight into the effect on shipping safety of offshore wind farms and to be able to respond to innovations in this area in a timely manner.

To achieve these goals, MOSWOZ has worked out the aforementioned knowledge gaps into research questions and then bundled them into various themes. Within these themes, answers to research questions will be sought over the next few years, in order to be able to properly support and advise policymakers and other stakeholders.

The programme is designed to make use of progressive understanding. Choices and priorities are geared to current events.

Table S13 MOSWOZ Thema's

Theme	Explanation theme
Monitoring	Focused on current risk development at sea due to wind farms for all shipping
Safety	Consequences of collisions and drifts of wind turbines
Transit	Risks of wind farm passage versus detours
Vessel traffic monitoring	Vessel traffic monitoring (VTM) equipment requirements
Emergency Towing Vessels	Explore deployment of multiple Emergency Towing Vessels (ETVs) - effectiveness and modus operandi
Hydro-meteo	Hydro-meteo in relation to shipping safety - effects of wind farms on wind, waves and visibility - improving weather warnings
Anchorage areas	Better use of anchorages
Crisis organization	Explore impact on crisis organization (due to complexity)
Foreign benchmarking	Foreign benchmarking wind farms include structural requirements for wind turbines, deployment measures, harmonization.

For more information, see website: <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/scheepvaart-moswoz/>

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het realiseren van de opwekking van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. De periode tot en met 2030 richtte zich tot nu toe op de doelstelling uit het Klimaatakkoord om in 2030 jaarlijks 49 TWh aan windenergie van zee te produceren. Daarvoor is een capaciteit van ongeveer 11,5 gigawatt (GW) nodig, welke in de routekaarten windenergie op zee (2023 en 2030) is geoperationaliseerd. Recent heeft de minister deze doelstelling verhoogd tot een vermogen van 21 GW¹⁵. In zijn aanvullende routekaart windenergie op zee 2030 zijn hiervoor de windenergiegebieden IJmuiden Ver (noord), Hollandse Kust (west) kavel VIII, Nederwiek, Lagelander en Doordewind aangewezen.

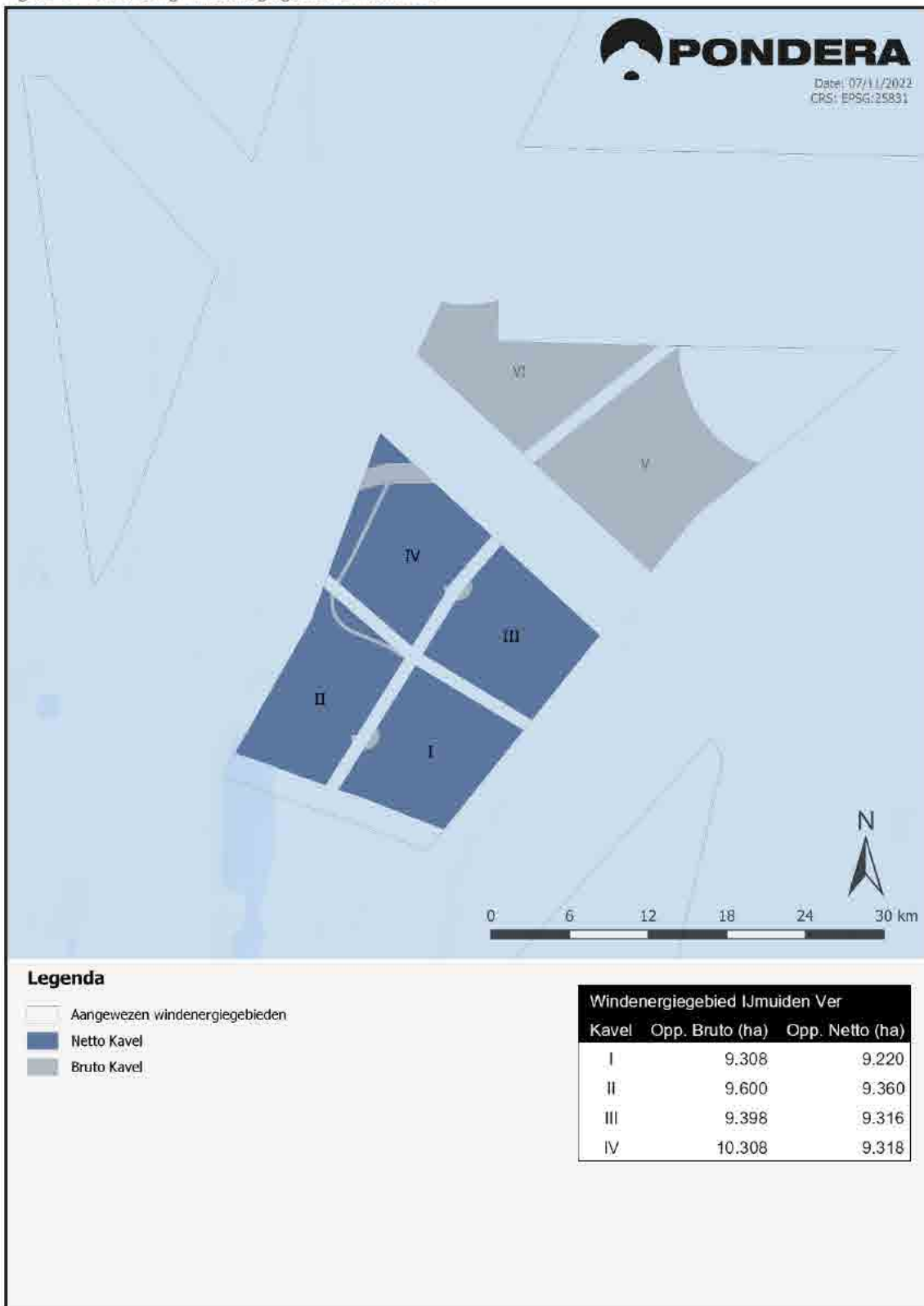
De Wet windenergie op zee geeft het Rijk de mogelijkheid kavels uit te geven voor de ontwikkeling van windparken op zee. Om deze doelstellingen in 2030 te halen, moeten de komende jaren nieuwe kavels worden vastgesteld en uitgegeven. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die als windenergiegebied zijn aangewezen in het Programma Noordzee 2022 - 2027. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Na een kavelbesluit volgt vergunningverlening. Alleen de vergunninghouder heeft het recht om op de locatie van de kavel een windpark te bouwen en te exploiteren. In het Waterbesluit zijn algemene regels voor windparken op zee vastgelegd. Voor een overzicht van benodigde besluiten zie Kader 1.1.

De Minister voor Klimaat en Energie kan een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op. Dit gebeurt in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof.

Dit document betreft het MER voor kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver (zie Figuur 1.1). Het MER beschrijft de milieueffecten die optreden bij de aanleg, exploitatie en verwijdering van windturbines in de kavel.

¹⁵ R.A.A. Jetten, Minister voor Klimaat en Energie, Kamerbrief Aanvullende routekaart windenergie op zee 2030, 10 juni 2022

Figuur 1.1 Verkaveling Windenergiegebied IJmuiden Ver



Op 24 februari 2022 is in de Kennisgeving conceptnotitie Reikwijdte en Detailniveau kavelbesluiten windenergiegebied IJmuiden Ver het voornemen aangekondigd tot het opstellen van dit voorliggende MER. Samen met de kennisgeving is de Conceptnotitie Reikwijdte en Detailniveau milieueffectrapporten kavelbesluiten I, II, III, IV windenergiegebied IJmuiden Ver gepubliceerd (Stct 2022, 5340). Hierin wordt een toelichting gegeven op het initiatief om deze kavels uit te geven en is beschreven wat in dit MER onderzocht wordt. Ook is de gelegenheid geboden zienswijzen in te dienen.

De windturbines die in het windenergiegebied IJmuiden Ver geplaatst worden, moeten worden aangesloten op het hoogspanningsnet. TenneT draagt zorg voor deze aansluiting. Het gaat daarbij om twee platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver, de kabels vanaf deze platforms naar en over land, en de aansluiting op het hoogspanningsnet op land. Voor het net op zee wordt door TenneT een aparte procedure inclusief milieueffectrapportage (m.e.r.) doorlopen.¹⁶

Kader 1.1 Besluiten windenergie

Besluiten windenergie op zee

Voordat een windpark op zee gebouwd kan worden, is een aantal besluiten nodig.

- Eerst worden in een nationaal waterplan gebieden op de Noordzee aangewezen die geschikt zijn voor windenergie. Voor de periode 2022-2027 is dit het Programma Noordzee, dat onderdeel is van het Nationaal Waterprogramma 2022-2027. Alleen binnen deze windenergiegebieden mogen kavels worden uitgegeven.
- Binnen die gebieden wordt vervolgens voor elk windpark een kavel aangewezen. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark precies gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Parallel aan het kavelbesluit worden het inpassingsplan en de vergunningen voor het net op zee van netbeheerder TenneT voorbereid.
- Het net op zee wordt voor één of meer kavels aangelegd en zorgt voor de stroomverbinding van het windpark of windparken met het landelijke hoogspanningsnet. Het net op zee bestaat uit een platform met een verbinding van vier kabels onder de zeebodem naar de kust. Vervolgens worden de landkabels via een converterstation op een bestaand hoogspanningsstation aangesloten.
- Wie uiteindelijk een windpark mag bouwen, wordt bepaald in een tenderprocedure waarvoor geïnteresseerde partijen een voorstel kunnen indienen. Deze stap vindt plaats nadat een kavelbesluit is genomen. De indiener aan wie een kavel wordt toegewezen ontvangt een vergunning als bedoeld in artikel 12 van de Wet windenergie op zee.

Een kavelbesluit wordt in een vaste volgorde genomen met de volgende mogelijkheden voor inspraak of beroep:

- Eerst bestaat een mogelijkheid tot inspraak op de conceptnotitie reikwijdte en detailniveau die beschrijft wat er in de m.e.r.-procedure onderzocht zal worden. De inspreker kan daarbij aangeven wat in het milieueffectrapport (meer, of anders) onderzocht moet worden om tot een ontwerp-kavelbesluit te komen.
- Als het onderzoek naar de milieueffecten is afgerond, bestaat een mogelijkheid om een zienswijze kenbaar te maken over het ontwerp-kavelbesluit en het MER en de 'passende beoordeling', waarbij aangegeven kan worden wat er aan veranderd zou moeten worden. De betreffende stukken worden ter inzage gelegd.
- Een definitief kavelbesluit staat open voor beroep bij de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State. Het kavelbesluit wordt gepubliceerd in de Staatscourant.

¹⁶ <https://www.rvo.nl/onderwerpen/bureau-energieprojecten/lopende-projecten/ijmuiden-ver-alpha>

Een belangrijk onderdeel van een kavelbesluit is de toets van de mogelijke effecten op de natuur. Volgens de Wet windenergie op zee wordt de toets die ingevolge de Wet natuurbescherming dient te worden uitgevoerd, geïntegreerd in het kavelbesluit. Hierbij speelt het Kader Ecologie en Cumulatie* een belangrijke rol. Uit de eerder opgedane kennis blijkt dat gevolgen van windparken op zee vooral kunnen bestaan uit geluidoverlast voor zeezoogdieren en vissen en aanvaringskansen en habitatverlies voor lokaal verblijvende vogels, vogels op seizoenstrek, koloniebroedende kustvogels en vleermuizen.

* Kader Ecologie en Cumulatie 4.0. <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/cumulatie/kader-ecologie/>

1.2 M.e.r.-procedure voor het kavelbesluit

De m.e.r.-procedure voor besluiten die gaan over activiteiten met potentieel aanzienlijke milieueffecten, is voorgeschreven op grond van nationale en Europese wetgeving. De aard en omvang van deze activiteiten (wanneer m.e.r.-plichtig of m.e.r.-beoordelingsplichtig) zijn opgenomen in het Besluit milieueffectrapportage. De m.e.r.-procedure resulteert in een rapport, het milieueffectrapport (MER). De inhoudelijke eisen die gesteld worden aan een MER staan in hoofdstuk 7 van de Wet milieubeheer.

Voor het kavelbesluit wordt een project-m.e.r. doorlopen zoals bedoeld in de Wet windenergie op zee. Het kavelbesluit treedt in de plaats van de vergunningen op grond van de Wet natuurbescherming en de Waterwet. Het detailniveau van dit MER is zodanig dat voor de realisatie van het windpark op basis van het kavelbesluit, geen verdere m.e.r.-procedure doorlopen hoeft te worden.

Omdat het niet op voorhand uit te sluiten is dat er significante effecten op Natura 2000-gebieden optreden bij de realisatie van windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver, wordt er ook een 'Passende Beoordeling' opgesteld voor het kavelbesluit. Deze maakt onderdeel uit van dit MER en bevat een beoordeling van de effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

1.3 Inhoud milieueffectrapportage

Het doel van dit MER is om informatie te leveren die het mogelijk maakt om het milieubelang - in brede zin - een volwaardige plaats te geven in de besluitvorming van het kavelbesluit. Hiertoe bevat dit MER de volgende zaken:

- De locatieonderbouwing: geschiktheid windenergiegebied IJmuiden Ver.
- De verkaveling van het gebied: overwegingen die ten grondslag liggen aan de verkaveling van het windenergiegebied IJmuiden Ver.
- Inzicht in de milieueffecten van opstellingsalternatieven binnen het kavel. Dit gebeurt door binnen een bandbreedte te variëren in de posities van windturbines en diens eigenschappen zoals fundatie, ashoogte en rotordiameter.

1.4 Initiatiefnemer en betrokken partijen

Dit MER is opgesteld in opdracht van de Minister voor Klimaat en Energie, in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof.

Op basis van een breed georiënteerd proces heeft het kabinet in maart 2018, in de beleidsbrief die bekend staat als de 'Routekaart windenergie op zee', de Tweede Kamer geïnformeerd over de keuze om in de

periode 2024-2030 in ten minste drie gebieden op zee windparken te ontwikkelen, aanvullend op de gebieden die tot en met 2023 worden ontwikkeld. Het windenergiegebied IJmuiden Ver is één van die gebieden. Daarmee is het kavelbesluit voor dit gebied een volgende stap in het proces dat toen met betrokkenheid van veel partijen is ingezet.

Bij de totstandkoming van uitgifte van een kavel voor een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn diverse partijen betrokken. Burgers en andere geïnteresseerden kunnen terecht op inloopavonden die, onder andere voor het net op zee, worden georganiseerd. Hier zal ook informatie over de uitgifte van de kavels worden gedeeld. Ook is uitgebreide informatie te vinden op de website windopzee.nl.

De Commissie voor de m.e.r. zal een toetsingsadvies geven over dit MER.

1.5 Inspraak

Deze m.e.r.-procedure kent twee momenten waarop zienswijzen kunnen worden ingediend. Er heeft er een plaatsgevonden rondom de terinzagelegging van de Conceptnotitie Reikwijdte en Detailniveau van 25 februari tot en met 7 april 2022. Vervolgens is een definitieve Notitie Reikwijdte en Detailniveau (NRD) door de Minister vastgesteld en deze NRD vormt het kader voor dit MER. Het tweede moment is tijdens de terinzagelegging van de ontwerp-kavelbesluiten voor kavel I in het gebied IJmuiden Ver, inclusief het onderhavige MER voor deze kavel.

De inspraakperiodes worden bekend gemaakt door publicatie in de Staatscourant of op een andere geschikte wijze. Na verwerking van de zienswijzen worden de definitieve kavelbesluiten vastgesteld. Tegen die besluiten kan beroep worden ingesteld bij de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State.

1.6 Leeswijzer

De hoofdstukindeling van het MER ziet er als volgt uit:

Samenvatting / Summary

1. Inleiding
2. Wet- en regelgeving en beleidskader
3. Locatiekeuze
4. Aanpak effectbeoordeling
5. Morfologie en hydrodynamica
6. Vogels en vleermuizen
7. Onderwaterleven
8. Scheepvaartveiligheid
9. Landschap
10. Overige gebruiksfuncties
11. Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies
12. Afweging

Bijlagen

Tevens zijn een aantal bijlagen opgenomen met achtergronddocumenten ten aanzien van een aantal milieuaspecten zoals scheepvaart, zeezoogdieren en vogels. Ook de Passende Beoordeling vormt een bijlage, evenals de toetsing van de soortbescherming in het kader van de Wet natuurbescherming.

2 Wet- en regelgeving en beleidskader

2.1 Beleid windenergie op zee

2.1.1 Ronde 1 en 2 windparken (Waterwet)

De bouw en exploitatie van de eerste windturbines op de Noordzee zijn vergund op basis van de Waterwet. Hieronder vallen de zogenoemde 'ronde 1-parken', te weten het Offshore Windpark Egmond aan Zee (10 kilometer uit de kust bij Egmond) en het Prinses Amaliawindpark buiten de 12-mijlszone (voorheen genaamd Q7, 22 kilometer uit de kust bij IJmuiden). Deze hebben een vermogen van respectievelijk 108 en 120 MW.

Vervolgens zijn ook de zogenoemde "ronde 2-parken" op die manier vergund. Hieronder vallen de drie windparken; Luchterduinen (voorheen Q10), en Gemini I en II (ZeeEnergie en Buitengaats). Deze hebben een vermogen van respectievelijk 129 en twee maal 300 MW.

2.1.2 Wet windenergie op zee

Op grond van artikel 3, eerste lid, van de Wet windenergie op zee kan de Minister voor Klimaat en Energie een kavelbesluit nemen, in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof. In het kavelbesluit wordt een kavel aangewezen ten behoeve van een windpark, en de aansluitverbinding tussen het windpark en het net op zee. Ingevolge artikel 3, tweede lid, van de Wet windenergie op zee kan een kavel slechts worden aangewezen binnen de daartoe (o.b.v. artikel 4.1 van de Waterwet) aangewezen windenergiegebieden.

Bij de voorbereiding van het kavelbesluit moeten de belangen zoals opgenomen in artikel 3, derde lid, van de Wet windenergie op zee, onderzocht en afgewogen worden. Deze belangen betreffen de vervulling van maatschappelijke functies, de gevolgen voor derden, het ecologisch belang, de kosten om een windpark in het gebied te realiseren, en het belang van een doelmatige aansluiting op een elektriciteitsnet.

Met betrekking tot het ecologische belang is een belangrijk onderdeel van het kavelbesluit de toets van de natuuraspecten op grond van de Wet natuurbescherming. De geïntegreerde uitvoering van de toets van de natuuraspecten is nader uitgewerkt in de artikelen 5 en 7 van de Wet windenergie op zee. Dit heeft als gevolg dat er geen aparte ontheffing (soortenbescherming) of vergunning (gebiedsbescherming) op grond van de Wet natuurbescherming nodig is.

Op grond van artikel 4, eerste lid, van de Wet windenergie op zee worden aan het kavelbesluit regels en voorschriften verbonden. Daarbij gaat het met name om locatie-specifieke randvoorwaarden voor de bouw en exploitatie van een windpark teneinde de hierboven genoemde belangen te beschermen. Naast het verbinden van regels en voorschriften moeten ook onderdelen in het kavelbesluit opgenomen worden zoals gesteld in artikel 4, tweede lid, van de Wet windenergie op zee. Dit betreft onder meer de uitkomsten van locatie-specifieke onderzoeken.

Op grond van hoofdstuk 3 van de Wet windenergie op zee kan door de Minister van Economische Zaken en Klimaat een vergunning verleend worden voor de bouw en exploitatie van een windpark op zee binnen een kavel waarvoor een kavelbesluit is genomen. In deze vergunning wordt onder meer bepaald voor welk

tijdvak de vergunning geldt en binnen welke termijn de in de vergunning aangegeven activiteiten moeten worden verricht.

Overigens moeten alle windparken voldoen aan de bepalingen in paragraaf 6a van het Waterbesluit.

2.1.3 Aanwijzing windenergiegebieden in het Nationaal Water Programma

De Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister voor Klimaat en Energie leggen samen in het Nationaal Water Programma de hoofdlijnen vast van (onder meer) het Noordzeebeleid en de daartoe behorende aspecten van het nationale ruimtelijke beleid. De Waterwet vormt de grondslag voor het opstellen van een nationaal waterplan met de hoofdlijnen van het nationaal waterbeleid waar het Noordzeebeleid onderdeel van uitmaakt. De Waterwet wordt bij inwerkingtreding van de Omgevingswet voor een groot deel vervangen door de Omgevingswet. Het Nationaal Water Programma 2022-2027 met als onderdeel het Programma Noordzee 2022-2027 inclusief de bijlage Kader Richtlijn Mariene Strategie (KRM)-programma van maatregelen is opgesteld in de geest van de Omgevingswet.

Een onderdeel van het Programma Noordzee is het aanwijzen van gebieden waar kavels voor windparken kunnen worden uitgegeven. Vanuit de EU is de CO₂-reductiedoelstelling voor 2030, mede op verzoek van ons land, verder aangescherpt tot 55 procent. Daarom zijn er extra windparken nodig voor 2030. Maar ook voor de periode daarna. Tot 2050 zal minimaal 38 GW aan windenergie op zee worden gerealiseerd, zoals is berekend in de Noordzee Energie Outlook.

In het Programma Noordzee worden (de buitengrenzen van) gebieden op zee aangewezen waar windparken gebouwd mogen worden (binnen nog uit te geven kavels). Om hierin een zorgvuldige afweging te kunnen maken wordt onderzoek gedaan naar onder andere:

- het effect van windparken op zee op de ecologie;
- de gevolgen voor interactie met scheepvaart;
- de mogelijkheden voor verplaatsing en/of medegebruik van militaire oefengebieden;
- de interactie met mijnbouwactiviteiten.

In het Programma Noordzee 2022-2027 worden niet alleen nieuwe windenergiegebieden aangewezen maar ook enkele gebieden herbevestigd die eerder in het Nationaal Waterplan 2016-2021 zijn aangewezen. Windenergiegebied IJmuiden Ver is een van die gebieden, zie Figuur 2.1. Het Programma Noordzee bevat tevens ruimtelijke kaders voor de inpassing van windparken op zee op diverse aspecten.

Figuur 2.1 Liggen aangewezen windenergiegebieden op zee – Nationaal Water Programma (Programma Noordzee)



2.1.4: Routekaart windenergie op zee

Op 7 december 2016 heeft het kabinet Rutte II de Energieagenda aan de Tweede Kamer aangeboden (Kamerstukken II, 2016/17, 31 510, nr. 64). Hierin kondigde het toenmalige kabinet een nieuwe routekaart

voor windenergie op zee aan. Op 27 maart 2018 is door de Minister van Economische Zaken en Klimaat deze routekaart windenergie op zee aangeboden aan de Tweede Kamer (Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42). De belangrijkste uitgangspunten bij de routekaart windenergie op zee zijn:

- Doorgaan met de uitrol van gebieden verder op zee binnen de al in het Nationaal Waterplan aangewezen gebieden, in een gelijkmatig tempo van gemiddeld 1 GW per jaar.
- Het Rijk houdt de regie bij de ruimtelijke besluiten en voorbereidende onderzoeken en TenneT sluit de windparken aan.
- Doorgaan met kostprijsverlaging en stimuleren van innovatie en concurrentie. Streven is dat windparken op zee subsidievrij gerealiseerd worden.
- Verzilveren van verdienkansen en uitbreiden van de werkgelegenheid.
- Combineren met andere functies op de Noordzee waarmee synergie-effecten zijn te behalen, voor zover dit de kosten van windenergie op zee verder reduceert of de maatschappelijke kosten van de energietransitie beperkt. Het kan gaan om natuurontwikkeling, visserij, olie en gas, interconnectie en energieopslag.
- Voorbereiden op de mogelijkheden van grootschalige multinationale windparken en op internationale verbindingen op zee om deze windparken aan te sluiten, en eventueel de keuze voor nieuwe aan te wijzen windenergiegebieden.

De oorspronkelijke routekaart windenergie op zee 2030 omvatte plannen voor het ontwikkelen van windparken met een totale capaciteit van ten minste 6,1 GW. Samen met de al bestaande windparken, en de plannen uit de routekaart 2023, zou daarmee circa 11 GW aan windvermogen op zee operationeel zijn in 2030. De aanvullende routekaart windenergie op zee voegt daar nog 10 GW aan toe, om in 2030 circa 21 GW aan gezamenlijk vermogen wind op zee te hebben. De planning uit de aanvullende routekaart windenergie op zee 2030 staat in Tabel 2.1 hieronder.

Tabel 2.1 – Aanvullende routekaart Windenergie op Zee 2030 (juni 2022)

Omvang (ca. GW)	Windenergiegebieden, kavel(s)	Tender Kavels	(Verwachte) ingebruikname windpark
1,0	In 2015 bestaande windparken	-	-
0,7	Borssele, kavels I en II	Gerealiseerd in 2016	2020
0,7	Borssele, kavels III, IV en V	Gerealiseerd in 2016	2020
0,7	Hollandse Kust (zuid), kavels I en II	Gerealiseerd in 2017	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (zuid), kavels III en IV	Gerealiseerd in 2019	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (noord), kavel V	Gerealiseerd in 2020	(2023)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VI	Gerealiseerd in 2022	(2025 - 2026)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VII		(2025 - 2026)
1,0	IJmuiden Ver, kavel III	Vierde kwartaal 2023	(2028)
1,0	IJmuiden Ver, kavel IV		(2028)
1,0	IJmuiden Ver, kavel I		(2029)
1,0	IJmuiden Ver, kavel II		(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), kavel V	Tweede kwartaal 2025	(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), kavel VI		(2029)

2,0	Nederwiek (zuid), kavel I		(2030)
2,0	Nederwiek (noord), kavel II	2026	(2030)
2,0	Nederwiek (noord), kavel III		(2031)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VIII	2026/2027	N.t.b.
0,7	Ten noorden van de Waddeneilanden, kavel I	2026/2027	(2031)
2,0	Doordewind, kavel I	2027	(2031)
2,0	Doordewind, kavel II	2027	(2031)

De toenmalige Staatssecretaris van Economische Zaken en Klimaat heeft in oktober 2021 in een brief aan de Tweede Kamer een update gegeven over de verdere uitrol van windenergie op zee. Hierin is aangegeven dat windenergie op zee na de Routekaart 2030 nog significant zal moeten doorgroeien om onze energievoorziening efficiënt en tijdig te kunnen verduurzamen richting 2050. Een deel van deze verdere groei zal ook op de kortere termijn, nog tot en met 2030, nodig zijn om invulling te geven aan de aangescherpte Europese 55 procent CO₂-reductiedoelstelling voor 2030. In het kader van deze extra opgave zullen in het noorden van het windenergiegebied IJmuiden Ver nog twee kavels worden uitgegeven: kavels V en VI. Hiertoe zal op een nader te bepalen moment een apart voornemen worden gepubliceerd inclusief een daarbij horende concept-NRD.

Een belangrijke actie is het aanwijzen van nieuwe windenergiegebieden om de verdere groei van windenergie op de Noordzee mogelijk te maken. Dit is gebeurt in het Nationaal Water Programma, in het Programma Noordzee 2022-2027. Dit betekent dat de uitrol tot 2030 met 10,7 GW aan opgesteld vermogen moet toenemen.

2.1.5 Noordzeeakkoord en Programma Noordzee

Om stevig maatschappelijk eigenaarschap van de visie, ambitie en keuzes in het Noordzeebeleid voor de lange termijn te waarborgen, hebben het Rijk en de betrokken belangenorganisaties in 2020 onder onafhankelijk voorzitterschap het Akkoord voor de Noordzee gesloten. Dit Noordzeeakkoord brengt met afspraken over keuzes en beleid de strategische opgaven voor de energietransitie (uit het Klimaatakkoord), natuurherstel en een gezonde toekomst voor visserij op de Noordzee concreet en langdurig met elkaar in balans. Daarbij wordt rekening gehouden met andere gebruikers zoals zeevaart, defensie, recreatie en zandwinning. Het Akkoord voor de Noordzee vormt samen met de internationale beleidsontwikkelingen, de wettelijke kaders (waaronder de Waterwet, Wet natuurbescherming en de Wet windenergie op zee) en de NOVI de basis voor de beleidsvoornemens die in het Programma Noordzee 2022-2027 zijn uitgewerkt, waaronder de realisatie van windenergie op zee.

Het Programma Noordzee 2022-2027 geldt voor de Nederlandse Exclusieve Economische Zone en de niet-bestuurlijk ingedeelde territoriale zee. Ook geeft het programma invulling aan de vereisten van de Europese richtlijn Maritieme Ruimtelijke Planning. Het is daarmee tevens het door de EU vereiste Ruimtelijk Maritiem Plan. De ambitie van het beleidsdocument is het bereiken van een duurzaam en veilig gebruik van de Noordzee dat bijdraagt aan de maatschappelijke, economische en ecologische doelstellingen van Nederland. De opgave is om de juiste maatschappelijke balans te vinden om te kunnen komen tot een ruimtelijke ontwikkeling van de Noordzee die efficiënt en veilig is en past binnen de randvoorwaarden van een gezond ecosysteem. De concrete uitwerking van deze opgave gebeurt op basis

van de voortzetting van bestaand beleid, en nieuw beleid. In het Programma Noordzee zijn ruimtelijke uitgangspunten, afwegingskaders en beleid geformuleerd voor de inpassing van windparken op zee.

Overige nationale wetgeving

De Nederlandse wet geldt in beginsel in de Nederlandse territoriale zee (de 12-mijlszone). Buiten de Nederlandse territoriale zee zijn in de exclusieve economische zone (EEZ) alleen de wetten van toepassing die voor die zone door de wetgever van kracht zijn verklaard. Dat zijn bijvoorbeeld de Waterwet, de Wet Natuurbescherming, de Mijnbouwwet en de Ontgrondingenwet. Voor kavel I geldt dat deze geheel buiten de Nederlandse territoriale zee is gelegen, maar binnen de EEZ.

De Omgevingswet zal na inwerkingtreding (waarschijnlijk januari 2023) ook van kracht zijn in de EEZ en een groot aantal bestaande wetten vervangen, waaronder de Waterwet, de Ontgrondingenwet, de Wet natuurbescherming, de Wet algemene bepalingen omgevingsrecht, de Wet beheer rijkswaterstaatswerken, de Wet bodembescherming, de Wet ruimtelijke ordening en de Wrakkenwet. Daarnaast zal de Omgevingswet delen van andere wetten vervangen, waaronder de Wet milieubeheer en de Mijnbouwwet. De wijzigingen voor windparken op zee bij inwerkingtreding van de Omgevingswet zijn beperkt. De Wet windenergie op zee blijft als zelfstandige wet bestaan.

2.1.6 Kader Ecologie en Cumulatie (KEC)

Ecologie is een belangrijk onderwerp in de belangenafweging bij het realiseren van windparken op zee. Volgens het Programma Noordzee moeten ruimtelijke besluiten, zoals kavelbesluiten, voor windenergie op zee worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie. Aan de hand van dat toetsingskader wordt beoordeeld of uitgesloten kan worden dat een windpark op zee afzonderlijk, of in cumulatie met andere windparken, ongewenste effecten op de ecologie zal hebben. Dat toetsingskader wordt het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) genoemd. Het KEC is in 2021 (versie 4.0) op basis van de laatste inzichten herzien¹⁷.

In de Kamerbrief van juni 2022 schrijft de Minister dat de grenzen van de ecologische kaders van de Wet natuurbescherming worden genaderd met het toenemende aantal windparken op de Noordzee. De conclusie in het KEC is dat voor de meeste beschermde soorten de effecten binnen de werknormen (Acceptable Level of Impact, of ALI) blijven die hiervoor in het KEC worden gehanteerd. Voor twee vogelsoorten (de jan-van-gent en de zilvermeeuw) kwam naar voren dat bij verdere uitrol van windenergie op zee, op basis van de huidige kennis en met inachtneming van het voorzorgsprincipe, de norm overschreden wordt waardoor de kans op een populatie-afname groter wordt. Sindsdien zijn de ALI normen waartegen getoetst wordt echter voor een aantal soorten aangescherpt op basis van een advies van Sovon. De definitieve toetsing van de te realiseren windparken in relatie tot de ecologische ruimte vindt plaats in onderhavig milieueffectrapportage. Het aspect stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden is niet in het KEC betrokken, maar wordt aanvullend behandeld in de passende beoordelingen voor de kavelbesluiten.

2.1.7 Netaansluiting door netbeheerder TenneT

Op grond van de Elektriciteitswet 1998 (Stb, 2016, 116.) is TenneT aangewezen als de beheerder van het net op zee voor het transport van met wind opgewekte elektriciteit naar het landelijke hoogspanningsnet. De kavel wordt door TenneT voorzien van een transformatorstation in zee en een aansluitverbinding met

¹⁷ Zie www.noordzeeloket.nl/functionies-en-gebruik/windenergie/ecologie.

het hoogspanningsnet op het land. Dit net op zee is geen onderdeel van het kavelbesluit. Uiteraard worden de besluitvormingsprocessen voor de kavel en het net op zee wel zo goed mogelijk op elkaar afgestemd.

De ontwerpbesluiten voor het net op zee IJmuiden Ver Alpha hebben ter inzage gelegen van 14 januari 2022 tot en met 24 februari 2022. Dit net op zee zal het windpark in kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver met een gelijkstroomverbinding aansluiten op het hoogspanningsnet op land. Ten behoeve van het inpassingsplan en de vergunningen voor het net op zee IJmuiden Ver Alpha, is een MER opgesteld en wordt de rijkscoördinatierегeling doorlopen.

2.2 Belangrijkste internationale beleid

Een aantal internationale afspraken en beleidskaders speelt op de achtergrond. Ze werken indirect door in dit MER in verschillende milieuaspecten. Hieronder zijn de belangrijkste genoemd.

2.2.1 Kaderrichtlijn Mariene Strategie en Richtlijn Maritieme Ruimtelijke Ordening

De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) verplicht elke Europese lidstaat tot het vaststellen van een mariene strategie, welke is gericht op bescherming, behoud en herstel van het mariene milieu (een goede milieutoestand (GMT) van de Noordzee) waarbij tevens een duurzaam gebruik van de Noordzee wordt gegarandeerd, en is geïmplementeerd in het Waterbesluit¹⁸. De Nederlandse Mariene Strategie (Deel I) is geschreven aan de hand van een initiële beoordeling (IB) van de toestand van de Noordzee, een beschrijving van de goede milieutoestand (GMT) en de formulering van milieudoelen en bijbehorende indicatoren¹⁹.

De eerste twee stappen zijn respectievelijk in 2012 en 2014 vastgelegd; de derde stap – het KRM-programma van maatregelen – is in het Programma Noordzee opgenomen als bijlage 1. Kern is dat de huidige beleidsinspanning voor het terugdringen van verontreiniging en verstoring van het ecosysteem moet worden volgehouden om de goede milieutoestand te bereiken.

Tevens in Europees verband vastgesteld, is de Richtlijn Maritieme Ruimtelijke Ordening (RICHTLIJN 2014/89/EU) welke het volgende bevat (artikel 9):

Maritieme ruimtelijke planning zal bijdragen aan het doeltreffende beheer van maritieme activiteiten en het duurzame gebruik van de natuurlijke hulpbronnen van zeeën en kusten, door een kader te scheppen voor consistente, transparante, duurzame en wetenschappelijke besluitvorming. Om de doelstellingen te verwezenlijken moeten in deze richtlijn verplichtingen worden vastgelegd om een maritiem planningsproces op te stellen dat moet leiden tot een maritiem ruimtelijke plan of maritieme ruimtelijke plannen; in een dergelijk planningsproces moet rekening worden gehouden met de wisselwerkingen tussen land en zee, en moet de samenwerking tussen de lidstaten worden bevorderd. Onverminderd het bestaande acquis van de Unie op het vlak van energie, vervoer, visserij en milieu mogen met deze richtlijn geen nieuwe verplichtingen worden opgelegd, met name in verband met de concrete keuzen van de lidstaten over de manier waarop het sectorale beleid op deze gebieden wordt gevoerd, maar moet deze richtlijn er veeleer op gericht zijn via het planningsproces bij te dragen aan het nastreven van dit beleid.

Op basis van eerder beschreven wetten, structuurvisies en overige beleidskaders kan worden verondersteld dat voldoende rekening is gehouden met deze richtlijn.

¹⁸ Stb. 2010, 330

¹⁹ Stand van zaken, zie Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 22

2.2.2 OSPAR-verdrag (1992)

Het OSPAR-verdrag vormt een overkoepelend juridisch kader voor de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijke deel van de Atlantische oceaan. Hieronder valt ook de Noordzee. Het OSPAR-verdrag heeft als belangrijkste doel het voorkomen en beëindigen van de verontreiniging van het mariene milieu en het beschermen van het zeegebied tegen de nadelige effecten van menselijke activiteiten ten einde de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden en aangetaste zeegebieden te herstellen indien mogelijk.

Samen met 15 andere landen heeft Nederland dit verdrag ondertekend en is derhalve gebonden aan de bepalingen zoals opgenomen in het verdrag. Voor wat betreft de aanleg, exploitatie en verwijdering van windenergie op zee betreft dit de bepalingen in relatie tot het voorkomen van nadelige effecten van menselijk handelen.

Bijlage V van het verdrag bestrijkt alle mogelijke activiteiten die negatieve effecten op mariene ecosystemen en biodiversiteit kunnen hebben en voorziet in de mogelijkheid om deze (indien nodig) te reguleren, met uitzondering van visserij. Tevens bestaan er beperkingen voor de regulering van scheepvaart, waarvoor de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) de primaire verantwoordelijkheid draagt en slechts aanvullende maatregelen kunnen worden genomen binnen het OSPAR-verdrag.

De voornaamste maatregelen die zijn vastgesteld door de OSPAR-commissie in het kader van Bijlage V hebben betrekking op:

- het identificeren en beschermen van bedreigde of achteruitgaande soorten en habitats;
- het in kaart brengen van (potentieel) schadelijke activiteiten;
- het instellen van (een netwerk van) beschermde zeegebieden;
- het ontwikkelen van ecologische kwaliteitsdoelstellingen ter ondersteuning van de ecosysteembenadering.

Het verdrag hanteert de volgende criteria voor de vaststelling van menselijke activiteiten voor de toepassing van hetgeen gesteld in Bijlage V:

- de omvang, intensiteit en duur van de desbetreffende menselijke activiteit;
- feitelijke en mogelijke nadelige gevolgen van de menselijke activiteit voor specifieke soorten, leefgemeenschappen en habitats;
- feitelijke en potentiële nadelige gevolgen van de menselijke activiteit voor specifieke ecologische processen;
- onomkeerbaarheid of duurzaamheid van deze gevolgen.

2.2.3 ASCOBANS (1994)

Dit verdrag heeft als doel het beschermen van kleine walvisachtigen in de Noordzee en Oostzee. Initiatieven, zoals de aanleg van kabels en leidingen, mogen niet tot verstoring van walvisachtigen leiden. Om het doel van ASCOBANS te verwezenlijken zijn de partijen verplicht om binnen hun rechtsmacht en in overeenstemming met hun internationale verplichtingen de instandhoudings-, onderzoek- en beheersmaatregelen uit te voeren die zijn opgenomen in de Bijlage van het verdrag. Hier betreft het voornamelijk het voldoen aan hetgeen gesteld is in Artikel 1, onder c en d van de bijlage;(c) the effective

regulation, to reduce the impact on the animals, of activities which seriously affect their food resources, and (d) the prevention of other significant disturbance, especially of an acoustic nature.

2.2.4 Bats-agreement (1994)

De bats-agreement²⁰ heeft als doel om de in Europa voorkomende vleermuizen te beschermen. De bats-agreement vloeit voort uit de Bonn-conventie²¹ dat als doel heeft (met name bedreigde) migrerende diersoorten te beschermen en te behouden. Uit het verdrag volgt dat lidstaten wordt aanbevolen om mitigerende maatregelen te nemen bij windparken ter bescherming van (migrerende) vleermuizen. In de kavelbesluiten wordt middels het voorschrijven van een mitigerende maatregel (stilstandvoorziening) en een monitorings- en evaluatieprogramma uitwerking gegeven aan de Bonn-conventie, en meer specifiek de bats-agreement.

2.2.5 Wadden Sea Seals (1990)

Wadden Sea Seals²² heeft als doel om door samenwerking een gunstige staat van instandhouding van de Gewone zeehond te bereiken en te behouden in de Noordzee. De overeenkomst vloeit voort uit de Bonn-conventie. In de kavelbesluiten wordt middels het voorschrijven van een geluidsnorm voor onderwatergeluid en een monitorings- en evaluatieprogramma uitwerking gegeven aan de Bonn-conventie en meer specifiek Wadden Sea Seals.

²⁰ Agreement on the Conservation of Populations of European Bats

²¹ Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals

²² Agreement for the Conservation of Seals in the Wadden Sea

3 Locatiekeuze

3.1 Locatiekeuze IJmuiden Ver

In het Programma Noordzee 2022 - 2027 zijn eerder aangewezen gebieden herbevestigd als windenergiegebied. Daarbij is ervoor gekozen om alleen de contouren van de gebieden aan te geven en zijn de kavels nog niet allemaal vastgelegd. Het windenergiegebied IJmuiden Ver heeft daarbij een aangepaste begrenzing gekregen zodat er geen overlap met Natura 2000-gebied de Bruine Bank bestaat. Dit heeft geen effect gehad op de kavels I - IV.

Onderzoek naar de locatiekeuze in eerdere MER

In (het plan-MER bij) het nationaal waterplan 2009 - 2015 is nagegaan of windenergiegebied IJmuiden Ver geschikt is voor de realisatie van windenergie. Daarbij zijn de effecten van windenergie in het gebied IJmuiden Ver op hoofdlijnen onderzocht wat betreft de aspecten ecologie, scheepvaartveiligheid, overige gebruiksfuncties (olie en gas, visserij, zandwinning, defensie etc.), geologie en hydrologie, landschap (zichtbaarheid), recreatie(vaart), cultuurhistorie en archeologie. In het plan-MER bij het Nationaal Waterplan 2009-2015 is tevens gekeken naar de geschiktheid in vergelijking met de overige voor windenergie aangewezen gebieden.²³ Hieruit volgt dat het gebied niet minder geschikt is dan de overige aangewezen gebieden. Negatieve effecten zijn in algemene zin vergelijkbaar. Op het gebied van scheepvaart en recreatie zijn de effecten minder dan voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid, noord en west).

In de MER's voor de kavels van windenergiegebied Borssele en voor de kavels I en II van Hollandse Kust (zuid)²⁴ is op hoofdlijnen de vergelijking tussen de windenergiegebieden gemaakt. Uit deze vergelijking op hoofdlijnen komen de volgende factoren naar voren waar rekening mee gehouden moet worden bij de verdere ontwikkeling van windenergie in de windenergiegebieden. Dit zijn aandachtspunten voor het vervolg van dit MER.

- Ecologie
 - Voor vogels zijn significant negatieve effecten, al dan niet in cumulatie, niet zonder maatregelen uit te sluiten. Er is nader onderzoek benodigd bij de specifieke inrichting van de gebieden.
 - Voor zeezoogdieren (bruinvissen en zehonden) zijn significant negatieve effecten op voorhand niet uit te sluiten zonder mitigerende maatregelen. Om de effecten, ook in cumulatie, terug te brengen dienen mogelijk grenzen aan de geluidsemissie bij de aanleg van funderingen gesteld te worden.
- Andere functies
 - Voor het windenergiegebied Hollandse Kust geldt dat deze te midden van gebieden met een verhoogde scheepvaartactiviteit ligt. De veiligheid voor de scheepvaart bij de inrichting van deze gebieden is een aandachtspunt.
 - Voor met name het windenergiegebied Hollandse Kust en in iets mindere mate IJmuiden Ver en Ten noorden van de Waddeneilanden geldt dat de aanwezige activiteiten voor de olie- en

²³ Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

²⁴ Milieueffectrapport kavel besluit Borssele kavel I, 12 juni 2015; Milieueffectrapport kavel besluit Borssele kavel II, 12 juni 2015; Milieueffectrapport kavelbesluit Borssele kavel III en innovatiekavel (kavel V), 13 november 2015; Milieueffectrapport kavelbesluit Borssele kavel IV, 13 november 2015; MER kavel I Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), 22 mei 2016; MER kavel II Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), 22 mei 2016. Alle MER-en zijn te vinden op de volgende site: <https://www.rvo.nl/subsidies-regelingen/bureau-energieprojecten/afgeronde-projecten/windparken>.

- o gaswinning (exploratie, winning of gebruik van platforms) een aandachtspunt zijn voor de ontwikkeling van de windenergiegebieden.
- o Voor alle windenergiegebieden geldt dat bij de ontwikkeling van de gebieden het bevisbaar oppervlak afneemt en ook dat vissersboten mogelijk dienen om te varen.
- Kosten
 - o Het gebied Hollandse Kust heeft naar verwachting de laagste kosten per kWh, gevolgd door Borssele, Ten Noorden van de Waddeneilanden en tot slot IJmuiden Ver.

Onderzoek naar de locatiekeuze in Programma Noordzee

Het Programma Noordzee (PNZ) 2022-2027, dat onderdeel is van het Nationaal Waterprogramma (NWP), heeft acht zoekgebieden op kaart gezet die in aanmerking komen om aangewezen te worden als windenergiegebied in de Noordzee tot 2040. Drie daarvan zijn reeds in de aanvullende routekaart 2030 aangewezen. Ook zijn een viertal bestaande, maar nog niet benutte (delen van) windenergiegebieden herbevestigd. Bij het invullen van de doelstelling en de benodigde versnellingsopgave voor 2030 speelt windenergie op zee een belangrijke rol. Volgens de Stuurgroep Extra Opgave²⁵ is 10 GW aan windenergie op zee nodig om 55% CO₂-reductie te kunnen behalen. Hiertoe is onderzocht wat nodig is voor het invullen van de resterende opgave van de 49%-doelstelling (0,7GW) in de bestaande windenergiegebieden en het vinden van ruimte voor de versnellingsopgave (55% EU-doelstelling) tot 2030.

Uit het planMER voor de aanvulling op het Programma Noordzee blijkt dat de circa 11 GW in de nieuw aangewezen en deels herbevestigde windenergiegebieden in zijn geheel nodig is om de 55% EU-doelstelling te kunnen halen. In Figuur 3.1 zijn deze gebieden in oranje aangegeven. Daarnaast is onderzocht in welke reeds eerder aangewezen windenergiegebieden het meest geschikt is voor het realiseren van de resterende opgave voor de 49% doelstelling. Deze ruimte is gevonden in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het zuidelijke deel van dit windenergiegebied is herbevestigd in het Programma Noordzee. De twee noordelijke kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn tevens herbevestigd in het Programma Noordzee.

Een locatieafweging tussen de nieuw aangewezen en deels herbevestigde gebieden met het windenergiegebied IJmuiden Ver is in zoverre niet noodzakelijk, omdat voor het behalen van de doelstellingen alle aangewezen gebieden noodzakelijk zijn.

²⁵ Advies Stuurgroep Extra Opgave, kamerstukken II 2020-21, 32 813, nr. 683.

Figuur 3.1 Aangewezen windenergiegebieden op zee in Programma Noordzee.



3.2 Ligging en beschrijving van windenergiegebied Ijmuiden Ver

Het aangewezen windenergiegebied Ijmuiden Ver ligt in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Het gebied ligt op ongeveer 62 kilometer van de kust. Het windenergiegebied had oorspronkelijk

een oppervlakte van in totaal 1170 km². Echter is in het Programma Noordzee 2022-2027 de zuidelijke begrenzing van het windenergiegebied IJmuiden Ver aangepast vanwege de aanwijzing van de Bruine Bank als Vogelrichtlijngebied. Het beoogde gebied voor de kavels I-IV (zie Figuur 3.2) reikt in zuidelijke richting tot deze nieuwe zuidgrens en heeft een oppervlakte van ca. 388 km². De waterdiepte in het gehele (oorspronkelijk aangewezen) windenergiegebied varieert van 16,8 tot 46,9 meter (lowest astronomical tide - LAT).²⁶

De bodemeigenschappen zijn typerend voor een gebied met hoge getijde-energie en bevat zandruggen en zandgolven. Opmerkelijk zijn de zandruggen met een noord-zuidoriëntatie met een hoogteverschil tot 30 meter. Deze zandruggen zijn tussen de 20 en 50 kilometer lang, 1 tot 4 kilometer breed met een tussenliggende afstand van 5 tot 10 kilometer. Deze zandruggen komen voor in gebieden waar de getijdesnelheid groter is dan 0,5 m/s. De zandgolven hebben een hoogte van ongeveer 3 meter, een lengte van honderden meters tot 5 kilometer en een oriëntatie loodrecht ten opzichte van de zandruggen. De bodem bestaat voornamelijk uit fijn tot gemiddeld zand met een korreldiameter tussen de 150 en 350 µm. Deze zandlagen zijn in sommige gedeelten zeer kalkrijk en bevatten schelpfragmenten. Op sommige plekken is het zand ingesloten door zeeklei of leem met een totale dikte tot 15 meter.²⁷

Zowel de oostelijke als westelijke begrenzing van het windenergiegebied wordt gevormd door scheepvaartroutes. Aan de noordzijde overlapt het gebied met EHD41, een in de luchtvaartregeling aangewezen militair oefengebied. De noordelijke grens van de beoogde vier kavels wordt echter gevormd door de voorgenomen 'clearway' ten behoeve van de ontsluiting van de zeehavens van IJmuiden en Amsterdam. De zuidgrens van de beoogde vier kavels wordt gevormd door het Natura 2000-gebied Bruine Bank. De begrenzing van dat natuurgebied overlapt met de grenzen van het thans aangewezen windenergiegebied, maar – als eerder opgemerkt – is in dit overlappende gebied geen windparkontwikkeling beoogd en wordt de begrenzing daar op aangepast in het Programma Noordzee 2022-2027.

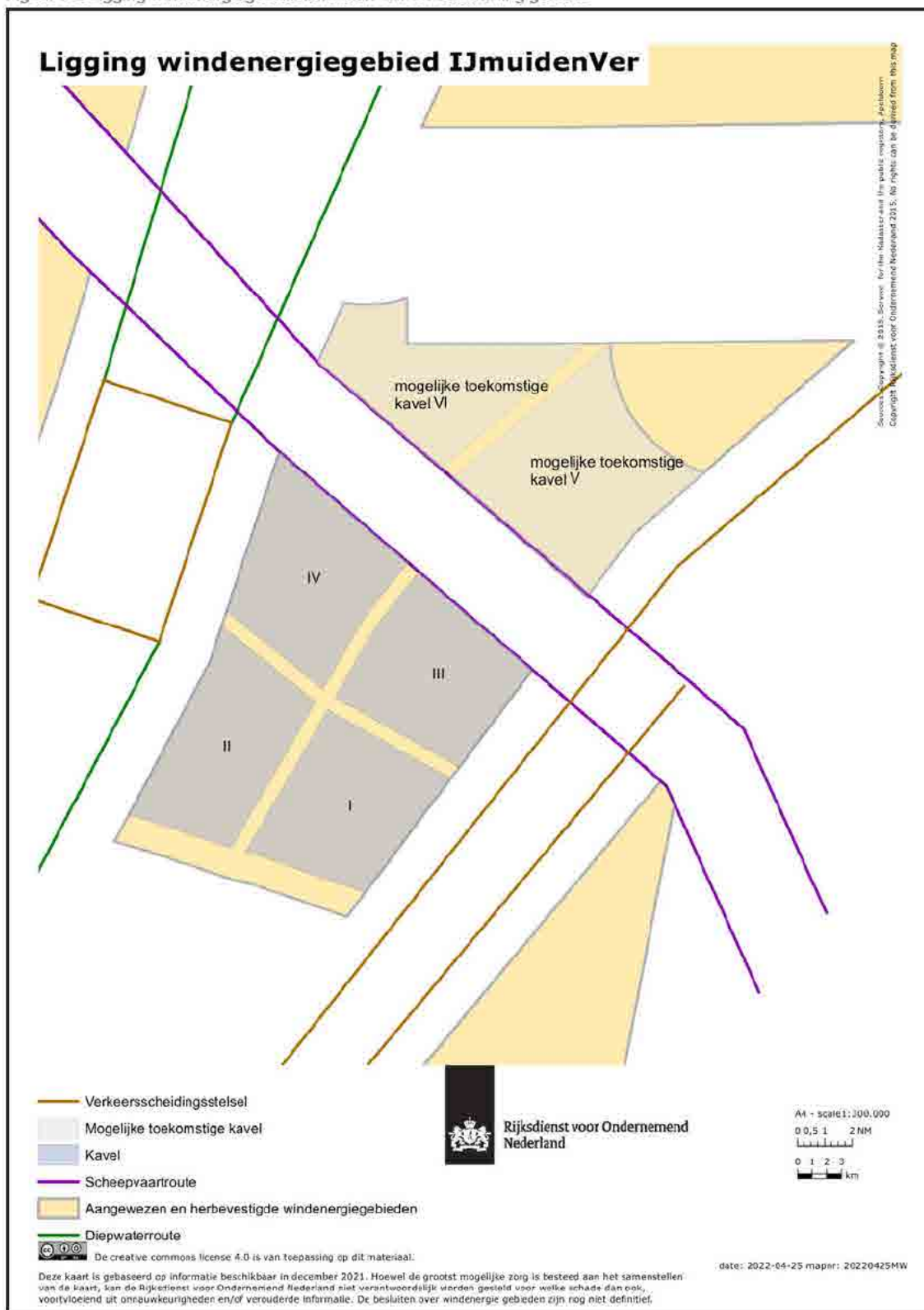
In het windenergiegebied IJmuiden Ver vindt (sleepnet)visserij plaats. Wageningen Economic Research heeft onderzoek gedaan naar de waarde van de betreffende visserijopbrengst in de geplande windenergiegebieden van de routekaart 2030, waaronder het windenergiegebied IJmuiden Ver.²⁸

²⁶ Voor meer informatie over de kenmerken van het gebied, zie de locatiestudies op <https://offshorewind.rvo.nl/generallJmuiden>

²⁷ ARCADIS, in opdr. van RvO.nl, 2019, Geological Desk Study IJmuiden Ver Wind Farm Zone, ref.180017.

²⁸ A. Mol, H. van Oostenbrugge, C. Röckmann & N. Hintzen. Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. (Wageningen Economic Research nota; No. 2019-011). Wageningen: Wageningen Economic Research, 2019.

Figuur 3.2 Ligging windenergiegebied IJmuiden Ver en verkaveling gebied.



3.3.2 Samenhang met Net op zee

De indeling van de kavel in het gebied IJmuiden Ver wordt ontworpen in samenhang met de netten op zee. Op grond van de Elektriciteitswet 1998³⁰ is TenneT aangewezen als de beheerder van het net op zee voor het transport van met wind opgewekte elektriciteit naar het landelijke hoogspanningsnet. De kavel wordt door TenneT voorzien van een transformatorstation in zee en een aansluitverbinding met het hoogspanningsnet op het land. Dit net op zee is geen onderdeel van het kavelbesluit. Op het transformatorstation op zee wordt ook helideck voorzien. Met de uiteindelijke kavelgrenzen is hier rekening mee gehouden in dit MER (zie volgende paragraaf). Uiteraard worden de besluitvormingsprocessen voor de kavel en het net op zee wel zo goed mogelijk op elkaar afgestemd.

Het milieueffectrapport voor het net op zee IJmuiden Ver Alpha heeft van 14 januari 2022 tot en met 24 februari 2022 ter inzage gelegen. Op 10 juni 2022 zijn de definitieve besluiten ter inzage gelegd. Dit net op zee zal het windpark in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver met een gelijkstroomverbinding aansluiten op het hoogspanningsnet op land. De Minister voor Klimaat en Energie heeft de besluiten genomen voor het inpassingsplan en de vergunningen voor het net op zee IJmuiden Ver Alpha. Op 22 juli 2022 liep de beroepstermijn af voor de op 10 juni 2022 ter inzage gelegde definitieve besluiten. Er is beroep ingesteld bij de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State. De Raad van State zal hier te zijner tijd uitspraak over doen. Het net op zee IJmuiden Ver Alpha zal worden aangesloten op een hoogspanningsstation in Borssele.³¹

3.3.3 Verkaveling windenergiegebied IJmuiden Ver

Binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver is ruimte voor zes kavels van elk ca. 1 GW. De tender van de kavels I tot en met IV is gepland in het vierde kwartaal van 2023. Voor de kavels V en VI ten noorden van de beoogde clearway is dat het tweede kwartaal van 2025. Het uitgangspunt van het Programma Noordzee 2022-2027 is het zoveel mogelijk combineren van het gebruik van de schaarse ruimte op de Noordzee met betrekkelijk compacte kavels van ca. 10 MW/km².

De indeling van de kavels in het gebied IJmuiden Ver wordt ontworpen in samenhang met de netten op zee. Daarbij worden in eerste instantie belemmeringen voor de plaatsing van windturbines in kaart gebracht. In Figuur 3.5 tot en met Figuur 3.8 is het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven met de aanwezige belemmeringen. Vervolgens wordt op basis van een zo kort mogelijk tracé van de kabels tussen de mogelijke turbineposities en het platform (inter-array-kabels) gekomen tot een kavelindeling.

Bij de verkaveling worden diverse kaders en richtlijnen gehanteerd. In het Programma Noordzee 2022-2027 zijn bijvoorbeeld het 'Ontwerpproces: afstand tussen mijnbouwlocaties en windparken' en het 'Ontwerpcriterium afstand tussen scheepvaartroutes en windparken' opgenomen. Ook zijn onderzoeken verricht naar de effecten van zogturbulentie van windturbines op de vliegveiligheid³² en naar de helikopterbereikbaarheid van mijnbouwplatforms.

³⁰ Stb, 2016, 116.

³¹ <https://www.rvo.nl/onderwerpen/bureau-energieprojecten/lopende-projecten/hoogspanning/net-op-zee-ijmuiden-ver-alpha/net-op-zee-ijmuiden-ver-alpha-fase-1>

³² NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016. Zie ook: To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Met de resultaten van deze onderzoeken³³ wordt rekening gehouden bij het vaststellen van de uiteindelijke grenzen van de kavels. Op basis van een eerste verkenning zijn zes kavels ontworpen. Voor vier van die zes kavels wordt besluitvorming voorbereid. De m.e.r.-procedures en besluitvorming voor de overige twee kavels (V en VI) volgen korte tijd later. De beoogde grenzen van de kavels worden vastgelegd in een voorbereidingsbesluit op grond van artikel 9 van de Wet windenergie op zee.

Voor de gebieden van de beoogde kavels I tot en met IV zijn geen winningsvergunningen voor mijnbouw afgegeven (zie Figuur 3.6). Wel zijn winningsvergunningen verleend voor het noordelijk deel van het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver.³⁴ Het gaat om K18a en K17a. In K17a is het platform K17-FA-1 gesitueerd. Dit platform heeft geen helideck.

Vanwege de afwezigheid van platforms met helideck zijn in de omgeving van de beoogde vier kavels geen helikopter veiligheidszones (HPR/HPZ) aanwezig.³⁵ Wel kruist de helikopter main route (HMR) KY650 het gebied ter plaatse van de beoogde kavels. Een HMR is een luchtverkeersroute waar civiele helikopters opereren op een geregelde basis, voornamelijk van en naar olie- en gasplatforms. Daarnaast zijn in en rond het gebied 'area navigation routes' aanwezig, zoals T606, T607, L17.

De kortste afstand tussen de beoogde kavels I en II tot de noordelijke begrenzing van het Natura 2000-gebied Bruine bank is 2 kilometer. De overige in de Nederlandse Noordzee aangewezen gebieden Noordzeekustzone, Friese Front, Voordelta en Klaverbank liggen op respectievelijk ca. 65, 85, 105 en 110 kilometer afstand. De Waddenzee, en de verschillende beschermde duingebieden op de Waddeneilanden zijn gelegen binnen een afstand van ten minste 100 kilometer.³⁶

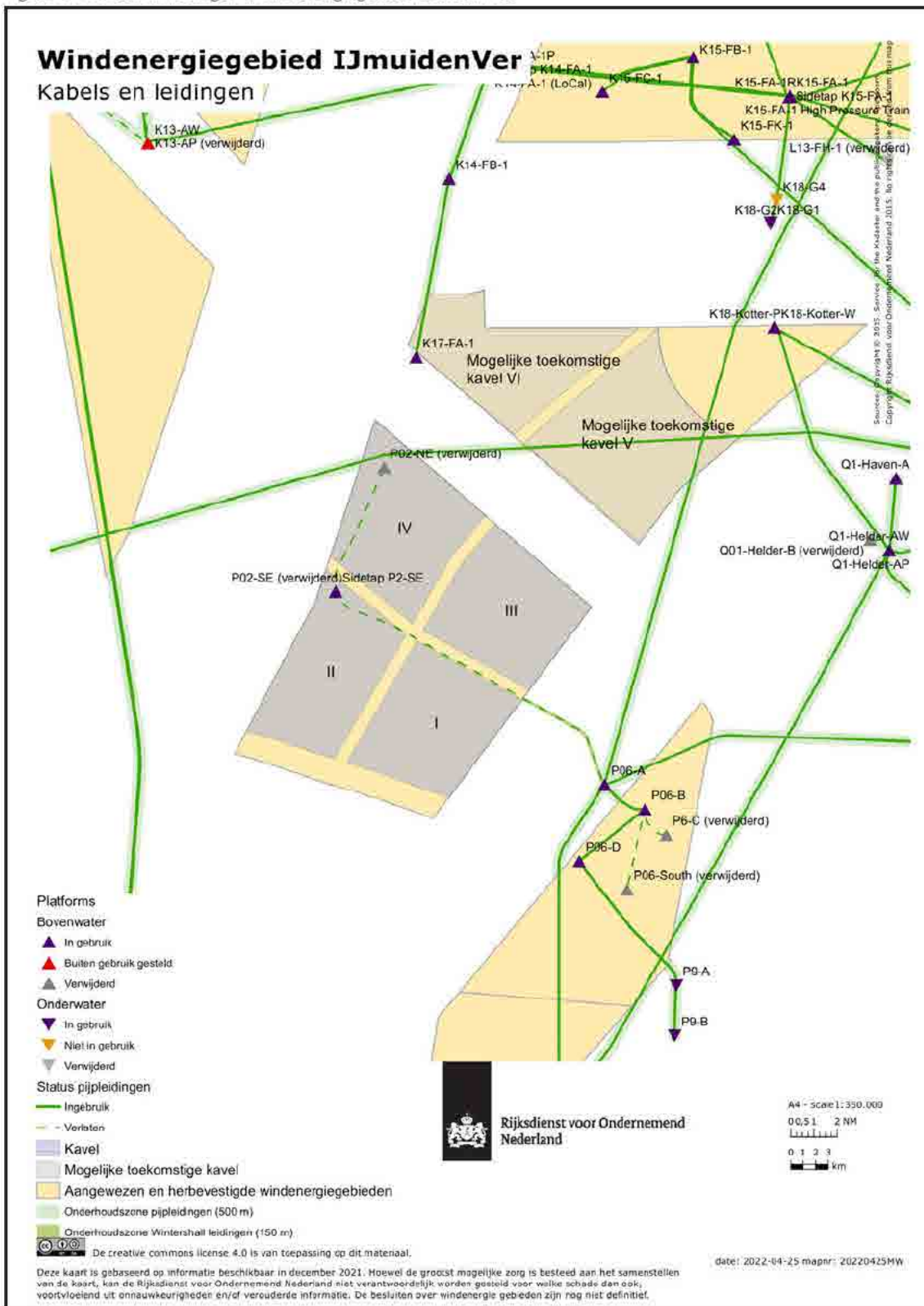
³³ Helicopter accessibility "Hollandse Kust (west)", "IJmuiden Ver" and "Ten noorden van de Waddeneilanden", te vinden op de website RvO.nl.

³⁴ De vergunninghouder van een opsporings- of winningsvergunning zal vanaf het moment van bekendmaking van het voorbereidingsbesluit voor het kavelbesluit (artikel 9 van de Wet windenergie op zee) er wel rekening mee moeten houden dat alleen een mijnbouwinstallatie in of zeer nabij de kavel zal mogen worden geplaatst indien het gaat om een tijdelijke mijnbouwinstallatie die tijdig wordt verwijderd. De plaatsing van permanente mijnbouwinstallatie in de directe nabijheid van de kavel is ook niet bij voorbaat uitgesloten. Wel zal dan rekening moeten worden gehouden met beperkingen in helikopter bereikbaarheid en/of de noodzaak om velden schuin aan te boren.

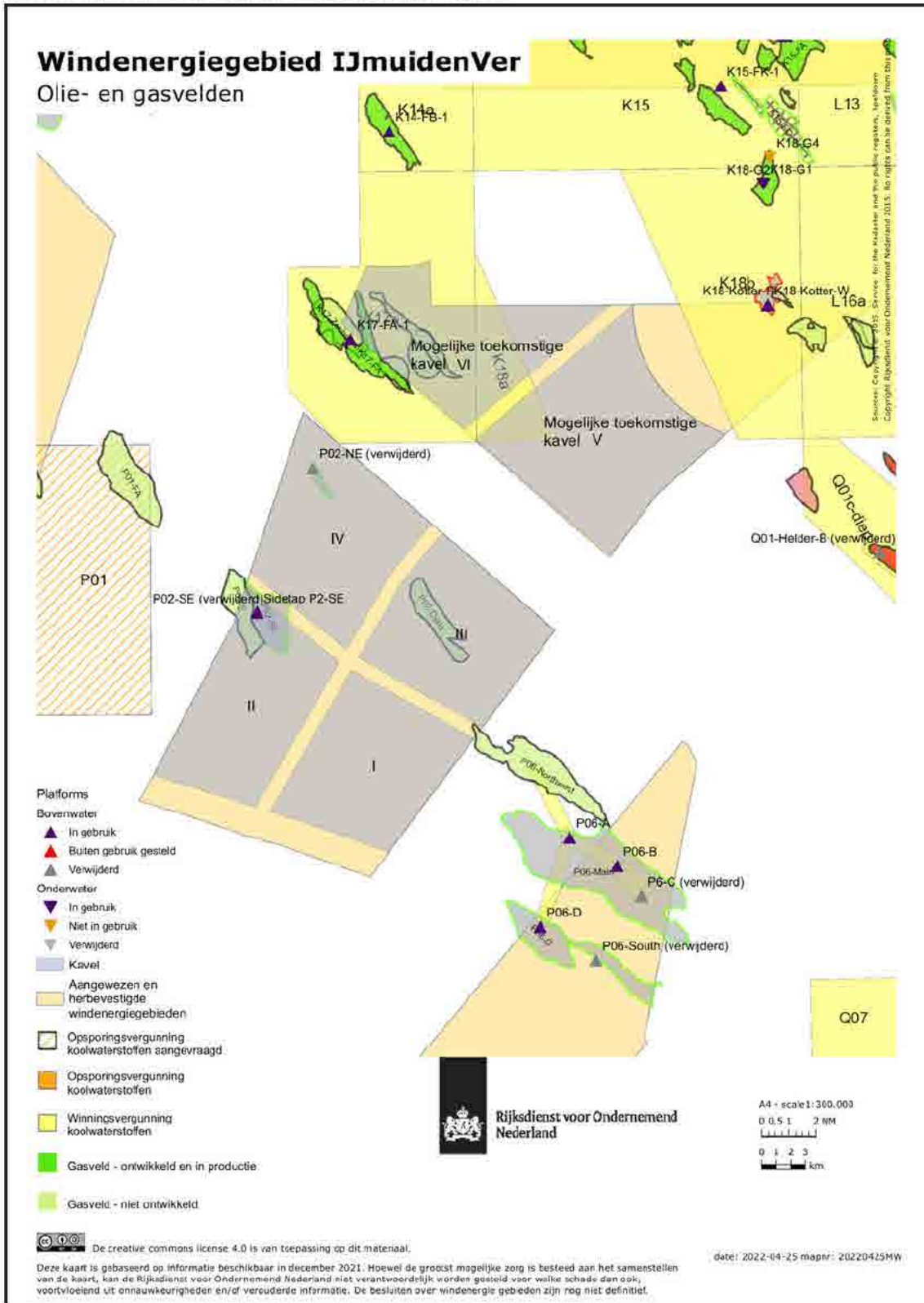
³⁵ Een Helicopter Traffic Zone (HTZ) is een zone van (in beginsel) 5 nautische mijl rondom een boor- of productieplatform met als doel om op lage hoogte tot maximaal 2.000 voet (circa 609 meter) veilig manoeuvres te kunnen uitvoeren, verbonden aan de nadering of het vertrek van een helikopter. Een HTZ wordt ingesteld ter verhoging van het vliegveiligheidsbewustzijn van de piloot en dient ter bescherming van het luchtverkeer onderling. Een Helicopter Protection Zone (HPZ) heeft dezelfde functie maar omvat twee of meer platforms.

³⁶ In het Programma Noordzee is bepaald dat voor 2025 onafhankelijk wordt onderzocht of de Hollandse Kust, de Vlake van de Raan, de Borkumse Stenen, de Klaverbank, de Doggersbank en de Centrale Oestergronden voldoen aan de selectiecriteria voor aanwijzing als Vogelrichtlijngebieden.

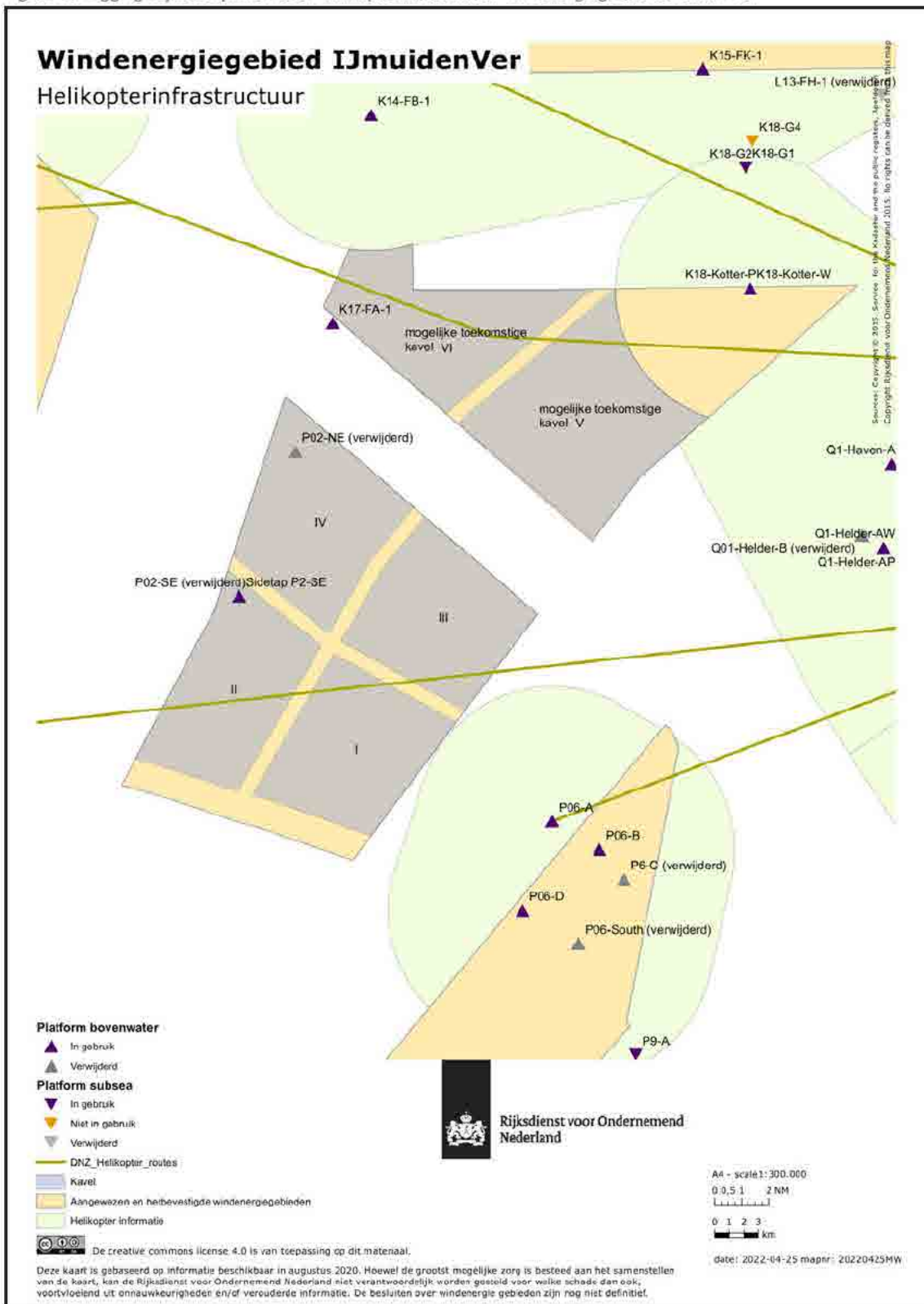
Figuur 3.4 Kabels en leidingen in windenergiegebied IJmuiden Ver



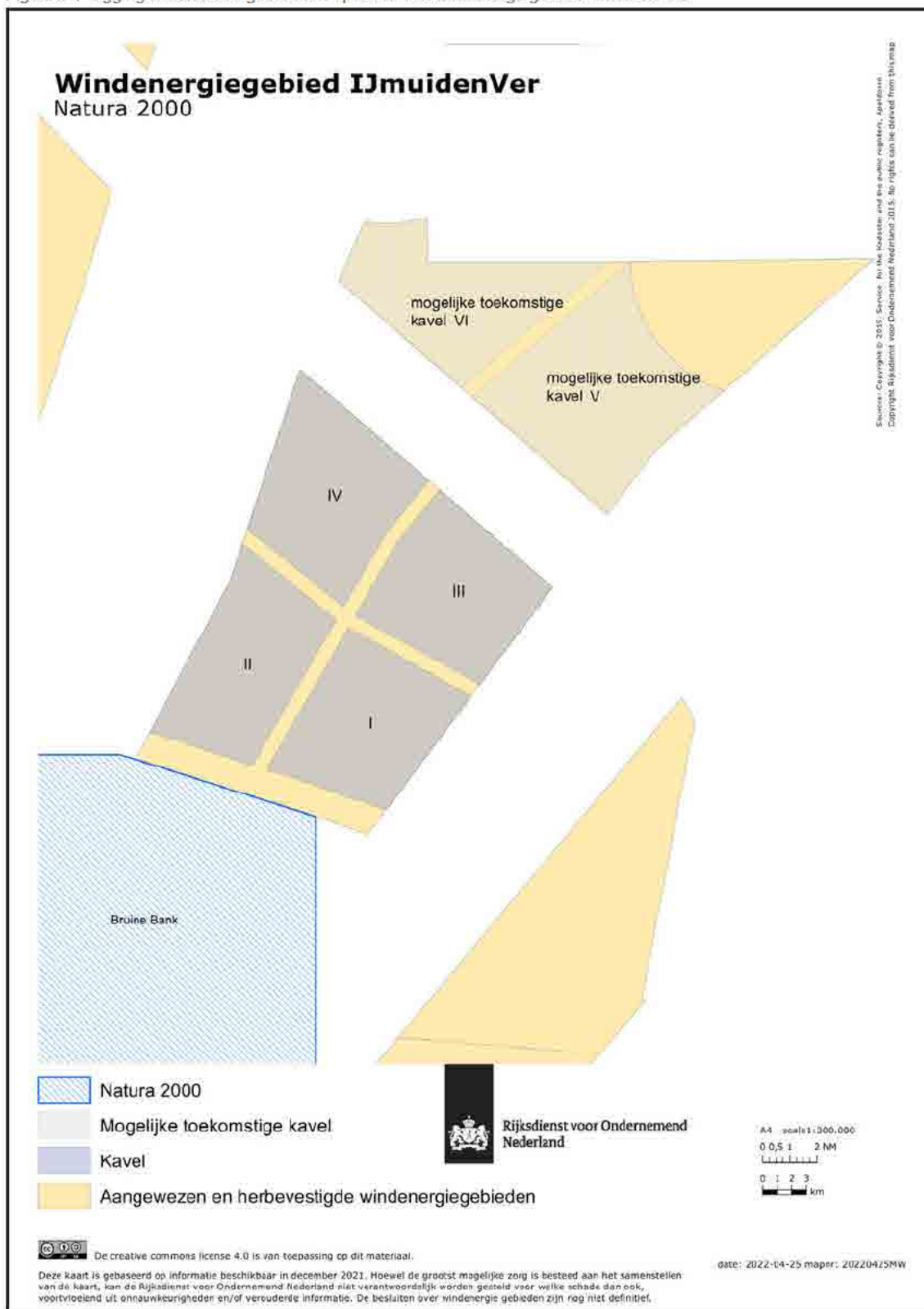
Figuur 3.5 Olie- en gasvelden in windenergiegebied IJmuiden Ver



Figuur 3.6 Ligging mijnbouwplatforms en helikopterinfrastructuur windenergiegebied IJmuiden Ver



Figuur 3.7 Ligging Natura2000 gebied ten opzichte van windenergiegebied IJmuiden Ver



3.3.4 Definitieve kavelgrenzen windenergiegebied IJmuiden Ver

Figuur 3.8 laat de definitieve kavelgrenzen van windenergiegebied IJmuiden Ver zien.

De vier kavels en de oppervlaktes zijn weergegeven in Figuur 3.8. Het gaat om vier van de zes voorgestelde kavels binnen IJmuiden Ver, ten zuiden van de beoogde clearway. Het TenneT-platform Alpha wordt geplaatst tussen de kavels I en II, het TenneT-platform Beta tussen de kavels III en IV. In verband met de komst van een helideck op beide TenneT-platforms (Alpha en Beta), en een kleine verandering in ligging van de clearway ten noorden van kavels III en IV, zijn de definitieve kavelgrenzen vergeleken met de NRD aangepast. Dit is mede in overleg met TenneT gedaan om de helikopterbereikbaarheid van de platformen te waarborgen.

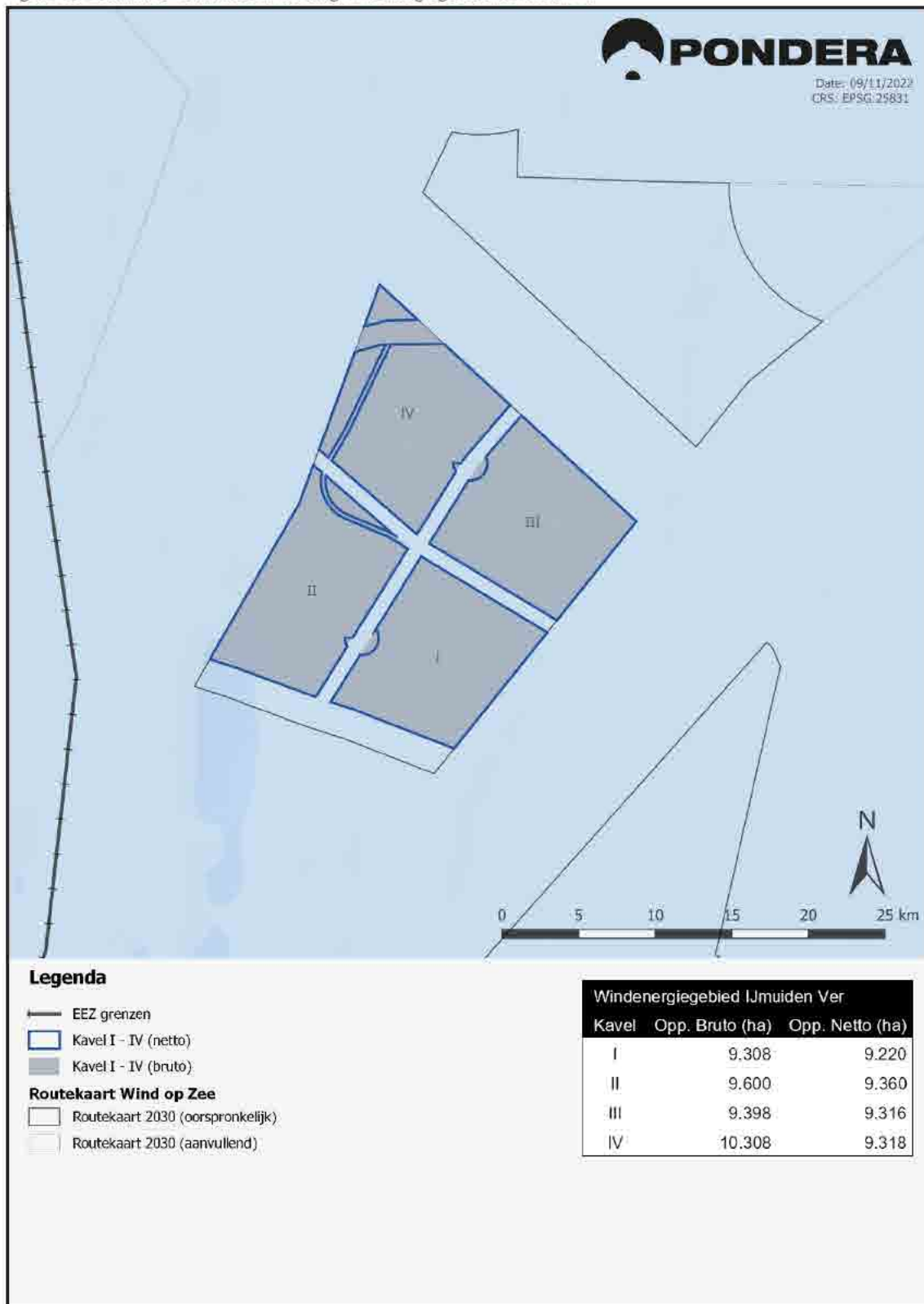
Geen verkavelingsalternatief

Een uitgangspunt van het Programma Noordzee 2022-2027 is dat Natura 2000 gebieden worden ontzien. Een tweede uitgangspunt is dat binnen het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver een clearway nodig is om een veilige doorvaart te garanderen voor de scheepvaart. Het gaat dan om de ferry-verbinding met Newcastle in het Verenigd Koninkrijk en meer in het algemeen de verbinding van drukke scheepvaartroutes met de havens van IJmuiden en Amsterdam.

Het meest noordelijke deel van het windenergiegebied IJmuiden Ver wordt benut voor twee kavels, V en VI, van elk 1 GW. Deze twee aanvullende kavels zijn nodig voor het tijdig realiseren van de afspraak uit het Klimaatakkoord in 2030 door windenergie op zee (49% CO₂-reductiedoel) en de aangescherpte Europese 55% CO₂-reductiedoelstelling voor 2030 (zie paragraaf 2.2). Hiertoe zal op een nader te bepalen moment een apart voornemen worden gepubliceerd inclusief een daarbij horende concept-NRD.

Gelet op deze uitgangspunten wordt in de milieueffectrapporten voor de kavels I tot en met IV geen alternatieve verkaveling onderzocht.

Figuur 3.8 Definitieve voorkeursverkaveling windenergiegebied IJmuiden Ver



4 Aanpak effectbeoordeling

4.1 Inleiding bandbreedte-benadering

In een MER worden alternatieven van een activiteit beoordeeld door ze op effecten te onderzoeken en naast elkaar te zetten. Een alternatief is een mogelijke manier waarop de voorgenomen activiteit, in dit geval opwekking van energie met windturbines, kan worden gerealiseerd met inachtneming van het doel van deze activiteit (zie tekstkader). In dit MER zijn alternatieven voor één gebied met één windpark onderzocht (zogenaamde 'kavel'). De alternatieven zijn opgebouwd uit een bandbreedte aan verschillende windturbineopstellingen en -types die mogelijk zijn binnen een dergelijke kavel.

De kavel binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver wordt aldus uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit. In dit hoofdstuk wordt deze bandbreedte beschreven (zie paragraaf 4.2). Paragraaf 4.3 geeft een overzicht van welke aspecten beoordeeld worden en in paragraaf 4.4 wordt ingegaan op de wijze waarop in het MER de beoordeling van de mogelijke effecten plaatsvindt. Paragraaf 4.5 gaat tot slot in op mitigerende maatregelen. In Kader 4.1 staat kort een uitleg van de bandbreedte-benadering en de te beschouwen alternatieven.

Kader 4.1 Bandbreedte en alternatieven

Bandbreedte

Door een kavel uit te geven waarbinnen verschillende turbineopstellingen, turbintypes en funderingsmethoden mogelijk zijn, binnen een vooraf bepaalde bandbreedte, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk. De ontwikkelaar heeft binnen de bandbreedte de vrijheid om een optimaal ontwerp te maken voor het windpark in termen van kosteneffectiviteit en energieopbrengst. Deze bandbreedtebenadering stelt specifieke eisen aan het MER. Alle milieueffecten die verbonden zijn aan alle mogelijke opstellingen die het kavelbesluit mogelijk maakt, dienen onderzocht te zijn. Het onderzoeken van alle mogelijke opstellingen is door de veelheid aan denkbare combinaties echter niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van een worst-case-benadering: als de worst-case-situatie van de bandbreedte wat betreft de effecten toelaatbaar is, dan zijn alle opstellingen binnen de bandbreedte mogelijk.

Alternatieven

De worst case situatie zal voor verschillende aspecten anders zijn. Bij het onderzoek wordt hiermee rekening gehouden door als alternatieven in het MER meerdere worst case situaties te onderzoeken en te vergelijken. De parameters die de worst case situaties afbakenen worden benoemd en beschreven; denk hierbij aan zaken als maximaal aantal turbines, maximale onder-/bovengrens van de rotor, maximaal rotoroppervlak, kenmerken van de funderingsmethode etc.

Om een beeld te verkrijgen van de mogelijkheden om de effecten te verminderen worden voor elk aspect tevens mitigerende maatregelen benoemd en onderzocht. Hiermee wordt voorkomen dat alleen een worst case situatie in beeld wordt gebracht en worden mogelijkheden voor optimalisatie geïdentificeerd.

4.2 Uitwerking van de bandbreedte en alternatieven

4.2.1 Bandbreedte

Om de bandbreedte in opstellingsmogelijkheden te onderzoeken is het enerzijds nodig om na te gaan welke effecten nog toelaatbaar zijn in een worst-case-situatie en deze worst-case-situatie te beschrijven (zie tekstkader). Anderzijds is het van belang te weten welke wensen in de energiesector bestaan ten aanzien van turbinegrootte, aantal turbines en funderingswijze.

Als uitgangspunt voor het bepalen van de bandbreedte is verder aangehouden dat het moet gaan om opties die redelijkerwijs (technisch) realiseerbaar zijn binnen de termijnen verbonden aan de uit te geven kavel, dat wil zeggen uitgifte in 2023 en operationeel zijn van de windparken in 2029.

Onderstaand wordt kort ingegaan op de turbines, de funderingen en de elektrische infrastructuur. Uitwerking vindt plaats in bijlage 2, waarin meer gedetailleerd wordt ingegaan op afmetingen en funderingen van turbines en details als verlichting, aanlegmethoden etc.

Turbines

Het is de trend om naar steeds grotere turbines te gaan bij de realisatie van windparken op zee. Echter, vanuit oogpunt van kosten en risico's is het de vraag of de allergrootste turbines, die nu alleen nog op de tekentafel bestaan, daadwerkelijk in de kavel gebouwd zouden zullen worden.

In het KEC 4.0 is aangegeven dat om de cumulatieve effecten binnen acceptabele grenzen te houden, inzet van mitigerende maatregelen nodig is. Hiervoor zijn verschillende scenario's doorgerekend, waarbij de minimale omvang van de turbines (en daarmee het aantal op te richten turbines) is gevarieerd over de verschillende windenergiegebieden. Uit de voorgaande analyses bleek dat met name enkele vogelsoorten effecten ondervinden. Om de effecten niet de PBR-waarde (Potential Biological Removal) te laten overschrijden is in voorgaande kavelbesluiten een mitigerende maatregel ingezet waarbij de ondergrens van de bandbreedte van de turbinegrootte steeds verder is opgerekt: van (minimaal) 4 MW voor kavels I-II Borssele, naar 6 MW voor kavels III-V Borssele en kavels I-IV Hollandse Kust (zuid), 8 MW voor kavel V Hollandse Kust (noord) en 14 MW voor kavels VI en VII Hollandse Kust (west).

Bij het bepalen van de turbineafmetingen is uitgegaan van de trend die leidt naar turbines met relatief grotere rotoren en een toename van het aantal megawatt opgesteld vermogen per turbine. Uitgaande van een ondergrens van 15 MW, resulteert dit in de rotordiameters zoals weergegeven in Tabel 4.1. Deze tabel is in basis afkomstig van ECN en geeft de benodigde rotordiameter bij verschillende vermogensdichtheden van de windturbinerotoren (in Watt per m² rotoroppervlak) en opgestelde vermogens. Dit is in dit MER gebruikt om de rotordiameter te bepalen van turbines met een bepaald vermogen. Rotordiameters die buiten de bandbreedte van dit MER vallen zijn in het donker grijs weergegeven.

Tabel 4.1 Rotordiameters van turbines bij een gegeven vermogen en rotor vermogendichtheid.

Opgesteld vermogen (MW)	15 MW	16 MW	17 MW	18 MW	19 MW	20 MW
Vermogendichtheid rotoroppervlak (W/m²)						
250	276	285	289	297	305	313
260	271	280	289	297	305	313
270	266	275	283	291	299	307
280	261	270	278	286	294	302
290	257	265	273	281	289	296
300	252	261	269	276	284	291
310	248	256	264	272	279	287
320	244	252	260	268	275	282
330	241	248	256	264	271	278
340	237	245	252	260	267	274
350	234	241	249	256	263	270
360	230	238	245	252	259	266
370	227	235	242	249	256	262
380	224	232	239	246	252	259
390	221	229	236	242	249	256
400	219	226	233	239	246	252
410	216	223	230	236	243	249
420	213	220	227	234	240	246
430	211	218	224	231	237	243
440	208	215	222	228	234	241
450	206	213	219	226	232	238
460	204	210	217	223	229	235
470	202	208	215	221	227	233
480	199	206	212	219	224	230
490	197	204	210	216	222	228
500	195	202	208	214	220	226
510	194	200	206	212	218	223
520	192	198	204	210	216	221

De minimale afstand waarop de turbines gepositioneerd worden is aangenomen op minimaal 4 maal de rotordiameter, de maximale afstand bestaat uit de afstand die aangehouden wordt als de kavel wordt opgevuld met turbines. Indien de kavel niet homogeen wordt ingevuld met turbines, kunnen tussen sommige turbines grotere afstanden ontstaan.

Funderingen

Turbines worden aangelegd met behulp van een monopile, jacket, tripod, gravity based, of suction bucket fundering. De aanlegwijze kan per funderingstype verschillen. Daarom zijn intrillen, heien, boren en suction (bij een suction bucket fundering) beschouwd. Afhankelijk van bodemopbouw, diepte, grootte van de turbine en kostenoverwegingen wordt gekozen voor een bepaalde fundering. De aanleg van de funderingen gaat gepaard met milieueffecten, bijvoorbeeld in de vorm van onderwatergeluid voor het heien

van palen. Om de range aan mogelijke effecten te onderzoeken zijn alle nu gangbare vormen van funderingen beschouwd. Uitgangspunt is dat elke wijze van funderen moet voldoen aan de geluidnorm in tabel 4.2.

Elektrische infrastructuur

De inter-array bekabeling, de kabels binnen het windpark tussen de turbines en het nabijgelegen platform van TenneT, wordt uitgevoerd op een spanningsniveau van 66 kV. Hierbij worden meerdere windturbines aangesloten op één kabel en lopen er meerdere van deze kabels door het windpark naar het verzamelpunt. Het aantal windturbines dat op één kabel aangesloten kan worden, is afhankelijk van het vermogen van de windturbines. Het vermogen van de windturbines neemt al jaren toe en de verwachting is ook dat dit blijft toenemen. Als gevolg hiervan kunnen er minder windturbines op één kabel aangesloten worden.

In dit MER worden de inter-array kabels van de turbines binnen de kavel naar het platform onderzocht. Deze bestaan uit meerdere kabels die per streng groepen windturbines aansluiten op het platform. Het is gebruikelijk om inter-array-kabels in windparken in te graven en op één meter diepte te houden om beschadiging te voorkomen.

Overzicht bandbreedte

De bandbreedte aan invullingsmogelijkheden binnen de uit te geven kavel, die onderzocht wordt in het MER, is in Tabel 4.2 weergegeven. Deze bandbreedte kan op basis van voortschrijdend inzicht, zienswijzen en/of advies nog aangepast worden. In de eerste kolom van de tabel zijn de variabelen weergegeven. Het gaat dan om bijvoorbeeld de rotordiameter van individuele windturbines. In de kolom daarnaast is aangegeven welke bandbreedte in het MER wordt onderzocht, bijvoorbeeld een rotordiameter per turbine van minimaal 236 meter en maximaal 280 meter³⁷. De waarden van de bandbreedte zijn gebaseerd op de huidige stand der techniek, verwachtingen omtrent ontwikkelingen voor de komende jaren, de uitkomst van de MER'en en passende beoordelingen voor de kavels in de windenergiegebieden Hollandse Kust en het KEC 4.0.

³⁷ De maximale tiphoogte is 305 meter vanwege de reservering van het luchtruim voor helikoptertransport. Met een minimum tiplaatte van 25 meter volgt daarmee een maximale rotor van 305-25=280 meter. Conform tabel 4.1 is een dergelijke maximum rotordiameter passend voor een 20 MW turbine.

Tabel 4.2 Bandbreedte MER

Onderwerp	Bandbreedte
Totaal opgesteld vermogen kavel	Ca. 1.GW
Maximaal aantal turbines	67
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SELss op 750 meter van de geluidsbron
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 - 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

Niet alle parameters uit de tabel zijn even belangrijk wat betreft de te verwachten milieueffecten, en behoeven naar verwachting dan ook niet allemaal vastgelegd te worden in de uiteindelijk uit te geven bandbreedte. Bepalend voor de effectbepaling in het MER zijn met name:

- het aantal windturbines;
- de diameter van de rotor van de windturbines;
- het type fundering en het geluidsniveau van aanleg en
- de tiphoogte en tiplaagte van de windturbines.

Wanneer turbines een groter vermogen dan 15 MW hebben, maar qua maatvoering (tiphoogte, tiplaagte en rotordiameter) passen binnen de bandbreedte uit de voorgaande tabel, dan zullen de effecten niet meer zijn dan wordt beschouwd als worst-case in het MER. Dat komt doordat voor elk kavel wordt uitgegaan van een maximum vermogen van 1 GW en bij toepassing van turbines met een individueel vermogen van meer dan 15 MW er dan in totaal minder dan 67 turbines geïnstalleerd worden. Daarmee verminderen de milieueffecten en valt een dergelijke ontwikkeling binnen de beschouwde bandbreedte. In andere woorden, met meer MW per turbine binnen dezelfde maatvoeringen wijzigt het worst-case-scenario niet. De maatvoeringen zijn bepalend voor de effecten, niet het vermogen per turbine op zichzelf.

Dit is steeds de conclusie geweest van de uitgevoerde MER's voor eerdere kavelbesluiten, maar om dit te herbevestigen zullen in dit MER ook de effecten in beeld worden gebracht van een alternatief met grotere

vermogens dan 15 MW. Gezien de maximale afmetingen die mogelijk zijn, zie Tabel 4.3 en met name dan 280 meter als maximale rotor, wordt naast een 15 MW alternatief ook een alternatief met 20 MW turbines op effecten onderzocht. Deze 20 MW per turbine is ontleend aan Tabel 4.1, waarin voor een rotor van 280 meter een vermogen 'past' van circa 20 MW (in Tabel 4.1 wordt 278 meter vermeld bij een 20 MW turbine bij een vermogensdichtheid van 330 Watt/m²).

4.2.2 Alternatieven

De worst case situatie kan voor verschillende aspecten anders zijn. De worst case situaties, als zijnde alternatieven per aspect, zijn onderzocht en vergeleken. Ook is, waar zinvol, nagegaan wat de mogelijke best case situatie is zodat inzicht in de bandbreedte aan effecten ontstaat.

De onderstaande Tabel 4.3 geeft voor de verschillende milieuaspecten de te verwachten worst case en best case aan. De tabel betreft een vereenvoudigd overzicht, in de themahoofdstukken (hoofdstuk 5 tot en met 11) zijn de te onderzoeken scenario's in meer detail beschreven.

Tabel 4.3 Worst case en best case binnen de bandbreedte per milieuaspect

	Bandbreedte	Alternatief (Worst case)	Alternatief (Best case)
Milieuaspect			
Vogels en vleermuizen		67 x 15 MW-turbines Tiplaagte 25 m rotordiameter 236 m	50 x 20 MW-turbines Tiplaagte 25 m rotordiameter 280 m
Onderwaterleven*		67 x 15 MW-turbines 1 turbinelocatie per dag	50 x 20 MW-turbines 1 turbinelocatie per dag
Scheepvaart		67 x 15 MW-turbines	50 x 20 MW-turbines
Geologie en hydrologie		50 x 20 MW-turbines met Gravity Based fundering of suction bucket	67 x 15 MW-turbines met Tripod fundering
Landschap**		67 x 15 MW-turbines rotordiameter 280 m ashoogte 165 m	
Overige gebruiksfuncties		50 x 20 MW-turbines met Gravity Based fundering of suction bucket	67 x 15 MW-turbines met Tripod fundering
Elektriciteitsopbrengst**		67 x 15 MW-turbines	

* Voor onderwaterleven is de worst case en best case situatie verschillend per 'sub aspect' (zeezoogdieren, vissen, bodemleven) en ook niet op voorhand eenduidig te benoemen.

** Voor landschap en elektriciteitsopbrengst is één alternatief onderzocht omdat de verwachte effecten binnen de bandbreedte niet voldoende onderscheidend zijn.

4.2.3 Nulalternatief: huidige situatie en autonome ontwikkeling

Het nulalternatief is de huidige situatie met de autonome ontwikkeling.³⁸ Het nulalternatief is het alternatief waarbij geen kavelbesluit wordt genomen. Het gebied zal zich dan ontwikkelen conform vastgesteld of voorgenomen beleid, maar zonder realisatie van het windpark. Deze situatie dient als referentiekader voor de effectbeschrijving. In het nulalternatief zijn de bestaande windparken in gebruik. Ook worden als autonome ontwikkeling de reeds vergunde maar nog niet operationele windparken meegenomen.

³⁸ Autonome ontwikkelingen zijn op zichzelf staande ontwikkelingen die onafhankelijk van het windpark plaatsvinden en waarover al een besluit is genomen (bijvoorbeeld waarvoor vergunning is verleend).

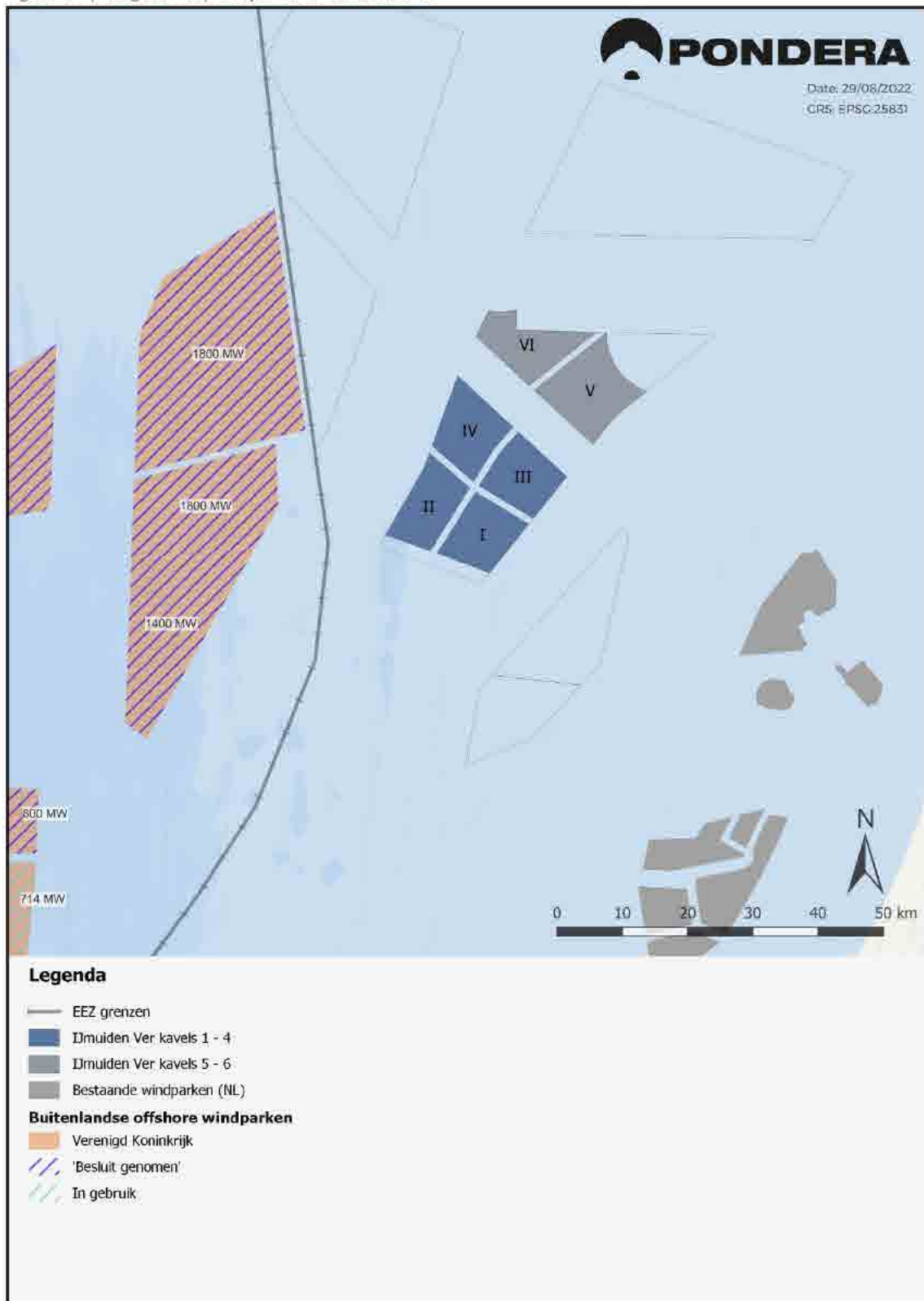
Ten aanzien van sommige milieuaspecten is de ontwikkeling van Britse windparken ook relevant (zie Figuur 4.1).

Daarnaast zijn er windparkontwikkelingen in België, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk. Met name de parken in Engeland (Britse wateren) zijn door de grote omvang en relatief nabije ligging mogelijk relevant in het kader van autonome ontwikkeling of cumulatie met de windparkontwikkeling in het gebied IJmuiden Ver.

De relevantie van deze buitenlandse windparken is onder andere afhankelijk van de effecten op de populatie van soorten (met name vogels, vleermuizen en zeezoogdieren) die invloed kunnen ondervinden van windparken. In het KEC 4.0 (2022) is gekeken naar de invloed van de buitenlandse parken. In bijlage 8 bij het KEC zijn de windparken opgenomen die voor de cumulatieve effecten van belang zijn.

Ten slotte kunnen overige ontwikkelingen relevant zijn om te beschouwen in het kader van autonome ontwikkeling of cumulatie. Dit wordt per effecthoofdstuk in het MER nader uitgewerkt.

Figuur 4.1 (Voorgenomen) windparken in Britse wateren



Bron: Pondera, en <https://opendata-thecrownestate.opendata.arcgis.com/>

4.2.4 Voorkeursalternatief

Bepalen van de voorkeursbandbreedte (VKA)

De in Tabel 4.2 bepaalde voorlopige bandbreedte wordt in kaart gebracht door in het MER voor relevante milieuaspecten (zoals ecologie) en belangen (zoals visserij, mijnbouw en scheepvaart) te onderzoeken welke effecten maximaal kunnen optreden. Voor de diverse aspecten vormen verschillende uitwerkingen van de bandbreedte de worst-case-situatie. Daarom kunnen diverse opstellingen worden doorgerekend. Hierbij valt te denken aan de effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren, waar grote funderingspalen de worst-case kunnen zijn, omdat hier veel hei-energie voor nodig is, en waardoor naar verwachting de grootste effecten optreden. Daarentegen kan het gebruik van relatief veel turbines met een relatief geringe diameter de worst-case zijn voor vogels. Nagegaan wordt of deze maximale effecten toelaatbaar zijn en welke mitigerende maatregelen getroffen kunnen worden om de effecten te verzachten of teniet te doen.

Vaststellen van de maximaal uit te geven bandbreedte

Op basis van de uitkomsten van het MER en andere overwegingen (bijvoorbeeld beleidsmatige of financiële) wordt uiteindelijk een beslissing genomen over de gewenste uit te geven bandbreedte. Deze bandbreedte vormt tezamen met te treffen effect-mitigerende maatregelen het voorkeursalternatief.

De parameters die bepalend zijn voor de bandbreedte aan inrichtingsmogelijkheden van de kavel worden in het kavelbesluit vastgelegd en vormen de bouwmogelijkheden voor de toekomstige ontwikkelaars. Denk hierbij aan zaken als maximale rotordiameter, maximale tiphoogte, minimale onderlinge afstand. Ook kunnen bijvoorbeeld vereisten aan de wijze van funderen worden opgelegd, zoals bijvoorbeeld een maximaal onderwatergeluidsniveau.

Passende Beoordeling van het VKA

Aangezien op voorhand significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden niet uit te sluiten zijn, wordt een zogenaamde Passende Beoordeling uitgevoerd. In deze beoordeling worden de effecten op Natura 2000-gebieden aan de hand van de voor deze gebieden vastgestelde doelstellingen bepaald en beoordeeld. De Passende Beoordeling is als zelfstandig document (bijlage 9) bij het MER gevoegd. Ook zullen de belangrijkste conclusies in de hoofdtekst en de conclusie van het MER worden verwerkt.

4.3 Milieuaspecten

In de volgende hoofdstukken van dit MER zijn de milieueffecten die de alternatieven met zich meebrengen, in beeld gebracht. Het gaat om de hierna genoemde milieuaspecten.

4.3.1 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissie

De belangrijkste reden om windinitiatieven te realiseren, is het opwekken van duurzame energie. Er is berekend hoeveel elektriciteit wordt opgewekt. Ook is bepaald welke uitstoot van schadelijke stoffen het windpark vermijdt in vergelijking met de situatie dat dezelfde energie wordt opgewekt op conventionele wijze, zoals met behulp van kolen- en gasverbranding. Een vergelijking is gemaakt met de emissies van de huidige brandstofmix die wordt gebruikt in Nederland voor opwekking van elektriciteit. Dit zijn de stoffen koolstofdioxide (CO₂), stikstofdioxide (NO_x) en zwaveldioxide (SO₂). Er is tevens aandacht besteed aan hoeveel energie het kost om turbines te produceren en te plaatsen.

4.3.2 Vogels, vleermuizen en onderwaterleven (soort- en gebiedsbescherming)

In dit MER wordt op basis van het KEC en de meest recente en relevante (internationale) kennis onderzocht welke beschermde soorten voorkomen op de locatie, welke mogelijke effecten op populatieniveau en beschermde gebieden te verwachten zijn en welke mitigerende maatregelen mogelijk zijn.

Vogels

Voor vogels wordt ten behoeve van de effectbeschrijving onderscheid gemaakt in:

- lokaal verblijvende vogels,
- broedende kolonievogels en,
- vogels tijdens seizoenstrek.

De volgende effecten zullen in het MER beschreven worden:

- aanvaringslachtoffers (met gebruikmaking van het meest recente Band-model),
- habitatverlies (effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats),
- barrièrewerking,
- Indirecte effecten.

Voor lokaal verblijvende vogels wordt aandacht besteed aan alle (pelagische) soorten die (in een deel van het jaar) in het plangebied verblijven om te rusten of te foerageren, danwel soorten dit gebied tijdens seizoenmigraties passeren (onder andere jagers). De verstoringafstanden en het aanvaringsrisico worden beschreven. Wanneer gevolgen voor populaties niet op voorhand uitgesloten kunnen worden, dan wordt ook ingegaan op de voedselrelaties met het plangebied en de directe omgeving daarvan.

Voor broedende kolonievogels kan de studie beperkt blijven tot soorten die op grote afstand van hun broedlocaties kunnen foerageren (zoals de kleine mantelmeeuw) en die het plangebied gedurende foerageervluchten kunnen passeren.

Er zijn veel trekvogelsoorten die migreren tussen broedgebieden en overwinteringsgebieden. Over de Noordzee komen grofweg twee trekstromen voor: Noord-Zuid (en vice versa) en Oost-West tussen het continent en de Britse eilanden (en vice versa). Het is niet functioneel of goed mogelijk om de risico's voor al deze soorten afzonderlijk te kwantificeren. De risico's worden dan ook van voorbeeldsoorten in beeld gebracht, waaronder soorten die 'nachttrekker' zijn en op rotorbladhoogte kunnen passeren. Er wordt een inschatting gemaakt van de orde grootte van het totale aantal aanvaringslachtoffers met een indicatieve verdeling over soortgroepen.

Er wordt getoetst aan de gunstige staat van instandhouding van de soorten.

Vleermuizen

Voor vleermuizen wordt ingegaan op het aanvaringsrisico, waaronder het barotrauma. Het gaat daarbij om vleermuizen (met name de ruige dwergvleermuis) op seizoenstrek. Lokaal verblijvende vleermuizen worden niet verwacht. De maximale foerageerafstand vanaf de kust van lokale vleermuizen als watervleermuis, rosse vleermuis en meervleermuis ligt namelijk onder de 10 kilometer en gezien de afstand van kavel I tot de kust is uitgesloten dat er in het windenergiegebied foerageervluchten worden gemaakt.

Onderwaterleven

Voor het onderwaterleven (onderscheid wordt gemaakt tussen zeezoogdieren, vissen en bodemfauna) worden voor beschermde soorten veranderingen van paai- en werpgebieden, foerageermogelijkheden (verstoring en habitatverlies), barrièrewerking en fysieke aantasting (temporary threshold shift (TTS), permanent threshold shift (PTS)) in beeld gebracht.

Zeezoogdieren (zeehonden en bruinvissen)

De volgende type effecten zullen beschreven worden:

- verlies aan foerageermogelijkheden (verstoring en habitatverlies),
- barrièrewerking en
- fysieke aantasting (temporary threshold shift (TTS), permanent threshold shift (PTS)).

Voor zeehonden (grijze en gewone zeehond) zijn met name de ligplaatsen in de Voordelta en de Waddenzee van belang, evenals foerageergebieden en migratiegebieden op zee. Aandacht wordt besteed aan het aantal beïnvloede dieren (voor zowel zeehonden als bruinvissen) ten opzichte van het totale aantal dieren binnen het Nederlands Continentaal Plat en de gehele Noordzee, waarbij rekening zal worden gehouden met voorkomende dichtheidsgradiënten. Ook wordt aandacht besteed aan het bouwtempo van funderingen, want dit bepaalt de mate waarin effecten zich telkens opnieuw voordoen en ook of steeds dezelfde dieren worden beïnvloed dan wel een ander deel van de populatie. Dit werkt bij zeezoogdieren door in de duur van de blokkade van foerageergebieden en migratieroutes en in de verstoring door onderwatergeluid.

Inzichtelijk wordt gemaakt wat de effecten in zowel de aanleg-, exploitatie- als de verwijderingsfase zijn, of het om tijdelijke dan wel permanente effecten gaat en wat de cumulatieve effecten kunnen zijn van windturbines binnen Kavel I van IJmuiden Ver met overige projecten en activiteiten, zowel in tijd als in ruimte. Hierbij wordt zowel naar sterfte als aantasting van het leefgebied gekeken. Dit alles zal zoveel mogelijk worden gekwantificeerd. Zo wordt per type effect aangegeven hoeveel individuen van welke soorten hierbij zijn betrokken (ordegrootte, bijvoorbeeld in aantalsklassen) en welk deel van de populatie minimaal en maximaal (worst case) beïnvloed wordt. Er wordt hierbij getoetst aan de gunstige staat van instandhouding. Daar waar nodig wordt ook getoetst aan de doelstellingen van Natura 2000-gebieden.

Ook wordt in het MER ingegaan op het effect van seismisch onderzoek in cumulatie met de aanleg van windturbines. Er zal gebruik worden gemaakt van dichtheidskaarten voor zeehonden en bruinvissen. Voor de geluidsmodellering zal gebruik worden gemaakt van het Aquariusmodel 4.0 dat is gevalideerd aan de hand van de geluidsmetingen in de windparken Luchterduinen en Gemini. Zie voor meer informatie over Aquarius 4.0 het 'Intermezzo Validatie Aquarius 4 model' in het achtergronddocument geluid zeezoogdieren bij dit MER.

Vissen

Onderzocht wordt welke beschermde soorten voorkomen op de locatie, welke mogelijke effecten te verwachten zijn en welke mitigerende maatregelen mogelijk zijn voor vissen. Op de volgende effecten wordt ingegaan:

- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de aanleg, de exploitatie en/of ontmanteling.
- Effecten van bodemberoering tijdens de aanleg, exploitatie en/of ontmanteling.
- Effect van straling (elektromagnetische en geïnduceerde elektrische velden).
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren.

- Effect van verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in windparken.

Voor meer informatie over de onderzoeksmethode en bekeken soorten, zie Bijlage 4.

Bodemleven

Onderzocht wordt welke beschermde soorten voorkomen op de locatie, welke mogelijke effecten te verwachten zijn en welke mitigerende maatregelen mogelijk zijn voor bodemleven. Ook wordt een beschrijving opgenomen van de dynamiek van zandbanken en megaribbels³⁹.

Gebiedsbescherming (via Passende Beoordeling)

Verwacht wordt dat op voorhand significante effecten op Natura 2000-gebieden niet zijn uit te sluiten. Een passende beoordeling zal dan ook onderdeel vormen van het op te stellen MER, waarin de vraag beantwoord wordt of significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten. Het zal dan met name gaan over de effecten op vogels en zeezoogdieren. De beoordeling van effecten op Natura 2000-gebieden vindt plaats in het kader van de Wet natuurbescherming. Het gaat enkel om 'externe werking', de kavel ligt buiten Natura 2000-gebieden, maar grenst aan Natura 2000-gebied de Bruine Bank. Effecten kunnen wel optreden op Natura 2000-gebieden, doordat soorten met instandhoudingsdoelstellingen in het projectgebied komen, effecten als onderwatergeluid tot in Natura 2000-gebieden reiken of in cumulatie dusdanig grootschalige effecten op populaties kunnen ontstaan waardoor instandhoudingsdoelstellingen aangetast zouden kunnen worden.

Ook is bij de ontwikkeling en het onderhoud van een windpark op zee sprake van een (tijdelijke) emissie van stikstofoxiden (NO_x). Schepen die worden ingezet maken gebruik van verbrandingsmotoren die stikstofoxiden uitstoten. Derhalve dient in de passende beoordeling ook te worden ingegaan op het (mogelijk) effect van stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden als gevolg van de ontwikkeling en de exploitatie van een windpark. In het kader van de passende beoordeling zal een berekening van de stikstofdepositie worden gemaakt met de meest actuele versie van AERIUS Calculator. Daarnaast is het van belang om te onderzoeken hoe emissies (leidend tot stikstofdepositie in gevoelige gebieden) kunnen worden voorkomen of verminderd.

Indien significante effecten op Natura 2000-gebieden niet kunnen worden uitgesloten, dient een ADC-toets als bedoeld in de Wet natuurbescherming te worden doorlopen.

4.3.3 Scheepvaart en veiligheid

In het MER wordt de kans op ongevallen door aandrijvingen en aanvaringen onderzocht. Voor de scheepvaartveiligheid wordt een (kwantitatieve en kwalitatieve) analyse uitgevoerd, waarbij onder meer gebruik wordt gemaakt van de resultaten van het door MARIN (Maritime Research Institute Netherlands) uitgevoerde onderzoek naar de cumulatieve effecten van windparken op de scheepvaart.⁴⁰ & ⁴¹. Hiervoor wordt gebruikt gemaakt van het SAMSON model (Safety Assessment Models for Shipping and Offshore in the North Sea). Daarnaast wordt een (kwantitatieve) analyse uitgevoerd waarbij aandacht wordt besteed aan de verkeersstromen rond de kavel, kruisend verkeer en risico's voor niet-routegebonden kleine scheepvaart. Tevens wordt nagegaan wat de effecten zijn van doorvaart door de kavel, waarbij ook het

³⁹ Vanosmael, C., K.A. Willems, D. Claeys, M. Vincx & C. Heip 1982. Macrobenthos of a sublittoral sandbank in the South-ern Bight of the North Sea. J. mar. biol. Ass. U.K. 62: 521-534

⁴⁰ MARIN, WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen. MARIN, 2019.

⁴¹ MARIN, SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040.

aspect SAR ('search and rescue') wordt meegenomen. De scheepvaarteffecten worden (ook) onderzocht in relatie tot de autonome ontwikkeling.

4.3.4 Visserij

In het MER worden de gevolgen voor de bestaande visserij meegenomen. Vissers verliezen visgronden. Er wordt in het MER gebruikgemaakt van de meest recente gegevens. Wageningen Economic Research heeft onderzoek gedaan naar de waarde van de misgelopen vangsten.⁴² Daarnaast is het van belang te bepalen welke delen van het windenergiegebied IJmuiden Ver de meeste waarde hebben voor de visserij. Naast het verlies aan visgronden heeft de visserij mogelijk te maken met omvaren door de aanleg van de windparken.

4.3.5 Overige gebruiksfuncties

De overige gebruiksfuncties in de omgeving van de locatie kunnen zijn: olie- en gaswinning, windparken, luchtvaart (waaronder helikopterverkeer), militaire gebieden, zand-, grind- en schelpenwinning, scheepvaart, kabels en leidingen, archeologische en cultuurhistorische waarden en recreatie.

Er zal gebruik worden gemaakt van het onderzoek naar de archeologische en cultuurhistorische waarden in het plangebied.⁴³ De effecten van het windpark op deze waarden worden getoetst aan de wetgeving en het rijksbeleid ten aanzien van archeologie, dat onder andere is terug te vinden in het Programma Noordzee. Het uitgangspunt van het beleid is dat archeologische waarden zoveel mogelijk in situ behouden worden of, als dit niet mogelijk is, de informatiewaarde veilig wordt gesteld door middel van archeologisch onderzoek.

Lettende op de nabijgelegen mijnbouwplatforms, wordt het veilig aanvliegen van de platforms in het MER onderzocht. Hierbij zullen de in paragraaf 3.3 genoemde onderzoeken worden meegenomen naar de effecten van zogturbulentie in en om offshore windturbineparken op de vliegveiligheid en de bereikbaarheid van mijnbouwplatforms in de nabijheid van windparken.

Het MER zal ingaan op de effecten voor de betrouwbaarheid van de (wal)radarsystemen en straalpaden en indien nodig mitigerende maatregelen aandragen.

4.3.6 Geologie en hydrologie

Beschreven wordt wat de bodemopbouw en de stabiliteit van de bodem is. Ook wordt bekeken wat de effecten zijn van het windpark op erosie, sedimentatie, geomorfologische, geohydrologische en stromingspatronen (richting en snelheid). Boven de waterspiegel gaat het vooral om de effecten van getijde en golfslag (onder invloed van het heersende windregime) op het functioneren en de stabiliteit van de windturbines.

Ook wordt in kwalitatieve termen ingegaan op de invloed van omvangrijke windparken op het golfklimaat in de omgeving (afname totale windenergie en daarmee golfenergie en kusterosie).

⁴² A. Mol, H. van Oostenbrugge, C. Röckmann & N. Hintzen. Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. (Wageningen Economic Research nota; No. 2019-011). Wageningen: Wageningen Economic Research, 2019.

⁴³ Zie offshorewind.rvo.nl

4.3.7 Landschap

In dit MER wordt ingegaan op de zichtbaarheid van windturbines vanaf de kust. Naar verwachting is het maken van visualisaties niet zinvol, gegeven de afstand tot de kust.

Het zicht is van vele factoren afhankelijk en om dat beter te begrijpen wordt ingegaan op het zichtbereik. Dat is de afstand waarop een object nog kan worden waargenomen. Dit bereik hangt van een viertal factoren af:

1. de eigenschappen van het object;
2. de kromming van de aarde (en daarbij de waarneemhoogte);
3. de visus van het menselijk oog en
4. de meteorologische omstandigheden.

Ten aanzien van punt 4 worden databases gebruikt van meerdere KNMI meetstations, te weten de KNMI stations te IJmuiden, Hoek van Holland, De Kooy en Schiphol.

4.3.8 Grensoverschrijdende effecten

Op basis van de effectbeschrijving voor elk hiervoor genoemd aspect, wordt in het MER nog apart ingegaan op die effecten die grensoverschrijdend zijn. Denk hierbij voornamelijk aan de ecologische effecten en overige gebruiksfuncties.

4.4 Effectbeoordeling

4.4.1 Beoordelingscriteria per milieuaspect

De omvang van het studiegebied, het gebied waarbinnen zich mogelijke effecten kunnen voordoen, verschilt per milieuaspect. Meestal is het studiegebied groter dan het plangebied, waar zich de voorgenomen activiteit afspeelt. De nulsituatie, inclusief autonome ontwikkeling, fungeert als referentie voor de beoordeling van de effecten. De effectbeschrijving zal waar mogelijk en zinvol kwantitatief onderbouwd worden. Indien het niet mogelijk is om de effecten te kwantificeren, worden de effecten kwalitatief beschreven.

Naast effecten die optreden tijdens de exploitatie van het windpark is ook aandacht besteed aan effecten tijdens de bouw van de windparken (zoals geluid door aanlegwerkzaamheden) en alle bijbehorende voorzieningen, zoals de aanleg van kabels. Ook is, waar zinvol, aangegeven of cumulatie met andere plannen en/of projecten kan optreden. Cumulatieve effecten zijn ook een onderdeel van de Passende Beoordeling.

De effecten zijn per milieuaspect beschreven aan de hand van beoordelingscriteria. In Tabel 4.4 is per milieuaspect aangegeven welke criteria zijn gebruikt en de wijze waarop de effecten zijn beschreven en beoordeeld (kwantitatief en/of kwalitatief).

Tabel 4.4 Beoordelingscriteria per milieuaspect

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Elektriciteits-opbrengst	Elektriciteitsproductie Terugverdiendtijd energie bouw CO ₂ -emissie reductie NO _x -emissie reductie SO ₂ -emissie reductie	Kwantitatief, in kWh/jaar Kwantitatief in maanden Kwantitatief, in ton/jaar Kwantitatief, in ton/jaar Kwantitatief, in ton/jaar
Klimaat	Invloed op klimaatverandering	CO ₂ -emissiereductie
Vogels	Aanleg windpark Verstoring aanleg fundering Verstoring door toegenomen scheepvaart	Aantal verstoorde vogels
	Gebruik windpark <u>Lokale zeevogels</u> Aanvaringsrisico Barrièrewerking Habitatverlies	Aantal vogelslachtoffers Aantal kilometers omvliegen Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers Aantal verstoorde vogels
	<u>Broedende kolonievogels</u> Aanvaringsrisico Barrièrewerking Habitatverlies Indirecte effecten	Aantal vogelslachtoffers Aantal kilometers omvliegen Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers Aantal verstoorde vogels
	<u>Trekvogels</u> Aanvaringsrisico Barrièrewerking Habitatverlies Indirecte effecten	Aantal vogelslachtoffers Aantal kilometers omvliegen Aantal km ² van het foerageergebied Aantal verstoorde vogels
	Verwijdering windpark Verstoring door verwijderen fundaties Verstoring door toegenomen scheepvaart	Aantal verstoorde vogels
	Vleermuizen	Aanvaringsrisico Barrièrewerking Habitatverlies Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud (tijdens zowel aanleg-, exploitatie- en verwijderingsfase)
Onderwaterleven	Bodemdieren en vissen Effecten bij aanleg, gebruik en verwijdering van resp. geluid en trillingen, bodemberoering, aanwezigheid van harde structuren op, verbod op bodemberoerende activiteiten (visserij) en elektromagnetisch veld van de kabel, op: Biodiversiteit Recruitment Dichtheden biomassa Beschermde soorten	Verandering in aantal soorten Aanwas 'hardsubstraatsoorten' Dichtheid per m ² Dichtheid en effect op beschermde soorten

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
	<p>Zeezoogdieren</p> <p>Aanleg Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen en geofysisch onderzoek</p> <p>Fysieke aantasting</p> <p>Gebruik Verstoring door geluid en trillingen turbines Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud)</p> <p>Verwijdering Idem aanleg</p>	<p>Verstoord oppervlak (km²) Aantal verstoorde dieren / effect op populatie Tijdsduur van de verstoring (bruinvisverstoringdagen) Aantal aangetaste dieren</p> <p>Verstoord oppervlak (km²) Aantal verstoorde dieren / effect op populatie Tijdsduur van de verstoring Aantal aangetaste dieren</p>
Natuur overig	<p>Effecten op Natura 2000-gebieden: -habitattypen (inclusief effecten als gevolg van stofdepositie); -soorten</p>	aan de hand van de instandhoudingsdoelstellingen
	<p>Effecten op beschermde flora en fauna (als bedoeld in artikel 7 Wet windenergie op zee) en overige natuur- en milieuwaarden als beschermd door internationale kaders, zoals bijvoorbeeld de kaderrichtlijn mariene strategie, OSPAR-verdragen en ASCOBANS als gevolg van</p> <ul style="list-style-type: none"> - geluidproductie aanleg en operationeel geluid, - elektrische en elektromagnetische velden, - de kans op aanvaring, - verlies van leef-, foerageer- en rustgebied, - verstoring en blokkering migratieroutes; - aanbod van optimaal hechtingsoppervlak voor organismen; - afsluiting voor visserij. 	
Scheepvaart en veiligheid	<p>Verkeersveiligheid Kans op 'rammen' en 'driften' routegebonden en niet-routegebonden verkeer</p> <p>Gevolgschade van 'rammen' en 'driften'</p>	<p>Kans op rammen/driften</p> <p>Gevolgschade in de vorm van vrjkomende hoeveelheid olie</p>
Overige gebruiksfuncties	<p>Beïnvloeding van: Olie- en gaswinning</p> <p>Luchtvaart/helikopterbewegingen Zand-, grind- en schelpenwinning</p> <p>Baggerstort Scheeps- en luchtvaartradar Kabels en leidingen</p> <p>Telecommunicatie Munitiestortgebieden en militaire gebieden</p>	<p>Beperkingen olie- en gaswinning Effecten op toekomstig hergebruik van platforms Effect op veilige luchtvaart Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning</p> <p>Beperkingen baggerstortgebieden Schaduwwerking en bouncing Interferentie kabels en leidingen Verstoring kabelverbindingen Verstoring straalpaden</p>

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
	Cultuurhistorie en archeologie Schelpdierkweek en zeewierteelt Bestaande windparken	Aanwezigheid munitiestortgebieden en militaire gebieden Aantasting archeologische resten Beperkingen en mogelijkheden schelpdierkweek en zeewierteelt Beïnvloeding bestaande windparken
Visserij	Beïnvloeding van vissersmogelijkheden	Kwalitatief en kwantitatief
Geologie, morfologie, hydrologie en waterkwaliteit	Effect op golven Effect op waterbeweging (waterstand/stroming) Effect op waterdiepte en bodemvormen Effect op bodemsamenstelling Effect op troebelheid en waterkwaliteit (waaronder de effecten van kathodische bescherming) Effect op sedimenttransport Effect op kustveiligheid	Kwalitatief en kwantitatief
Landschap	Zichtbaarheid aan de hand van: de eigenschappen van het object, de kromming van de aarde, de visus van het menselijk oog en de meteorologische omstandigheden	Percentage zichtbaarheid in de tijd Percentage van de beeldhoek

Om de effecten van de varianten per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - schaal beoordeeld ten opzichte van het nulalternatief. Hiervoor wordt de volgende beoordelingsschaal gehanteerd, zoals weergegeven in Tabel 4.5. De beoordeling wordt gemotiveerd.

Tabel 4.5 Scoringsmethodiek.

Beoordeling ten opzichte van het nulalternatief (de referentiesituatie)	Score
Het voornemen leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering	-
Het voornemen leidt tot een merkbare negatieve verandering	-
Het voornemen onderscheidt zich niet van het nulalternatief	0
Het voornemen leidt tot een merkbare positieve verandering	+
Het voornemen leidt tot een sterk merkbare positieve verandering	++

Indien de effecten marginaal zijn, wordt dit in de voorkomende gevallen aangeduid met -/0 (marginaal negatief) of 0/+ (marginaal positief).

Omdat voor de effecten op vogels, vleermuizen en onderwaterleven specifieke wettelijke kaders bestaan waaraan getoetst dient te worden, wordt in de volgende paragraaf specifiek aandacht besteed aan de toetsing van de ecologische effecten.

4.4.2 Toetsing ecologische effecten

In paragraaf 4.3 is aangegeven welke effecten beschreven worden in dit MER. Deze effecten worden gescoord door plussen en minnen, zoals in paragraaf 4.4.1 is aangegeven. Voor de optredende ecologische effecten dient expliciet getoetst te worden aan de geldende wettelijke kaders. Vandaar dat deze paragraaf specifiek gaat over de toetsing van de ecologische effecten.

Vogels

Wanneer een kwantitatieve beoordeling van effecten mogelijk is, dan worden verschillende criteria aangehouden:

- Het 1% ORNIS-criterium
 - Volgens dit criterium wordt iedere additionele sterfte van minder dan 1 procent van de jaarlijkse natuurlijke sterfte aan de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als niet significant beschouwd. In de praktijk kan dit criterium, bij voldoende gegevens over de omvang van de natuurlijke jaarlijkse sterfte, worden gebruikt om te bepalen of significante effecten, in cumulatie, uitgesloten kunnen worden. Blijven soorten onder deze grens, dan worden ze niet verder in beschouwing genomen. Overschrijden ze deze 1-procentnorm wel, dan zal in meer detail naar de mogelijke populatie-effecten gekeken dienen te worden. De 1-procentnorm wordt in het MER en passende beoordeling met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen, temeer omdat een PBR van een individuele kolonie moeilijk te bepalen is (zie hieronder over PBR).
- Potential Biological Removal (PBR) criterium
 - De PBR methode maakt gebruik van wetenschappelijke achtergrondinformatie over de populaties van de relevante soorten. Voor de soorten waarvoor voldoende informatie over populatieparameters bekend is, heeft het gebruik van de PBR als grenswaarde ook juridisch gezien de voorkeur boven het gebruik van het ORNIS-criterium, dat gebruikt wordt indien wetenschappelijk onderbouwing van een grenswaarde ontbreekt. In dit MER wordt de redeneerlijn gevolgd dat indien (cumulatieve) effecten onder de PBR blijven, significant negatieve effecten zijn uit te sluiten en er geen nadelige gevolgen zijn voor de gunstige staat van instandhouding.
- (Indien beschikbaar) Acceptable level of impact (ALI) norm
 - Een beter alternatief voor PBR is het gebruik van populatiemodellen gebaseerd op Leslie matrix-modellen om effecten van windparken op populatieniveau te bepalen. Populatiemodellen geven meer inzicht in de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie. Indien beschikbaar voor de relevante soorten, worden in het MER uitkomsten van populatiemodellen gebruikt bij de onderbouwing van effectbeoordelingen. Deze uitkomsten van populatiemodellen worden tegen de soortspecifieke maatlat van de Acceptable Level of Impact (ALI) gelegd.⁴⁴
- Instandhoudingsdoelstellingen
 - Wanneer sterfte van een (vogel)soort uit een Natura 2000-gebied optreedt (en het mogelijk exemplaren betreft die in het Natura 2000-gebied verblijven), zal naast de PBR ook worden getoetst aan de specifieke instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden.

Voor die soorten waarvan de additionele sterfte de 1-procentnorm en/of de PBR nadert, is het van belang om nader te onderzoeken wat de effecten op de staat van instandhouding zijn en deze effecten goed te toetsen op ecologische en juridische aanvaardbaarheid. Bijlage 4 van dit MER gaat hier nader op in.

⁴⁴ De ALI wordt bepaald op basis van de Europese status van de soort, zoals vastgesteld door International Union for Conservation of Nature (IUCN). Per soort zijn vermeld: de internationale staat van instandhouding volgens het IUCN, het geaccepteerde niveau van afname na drie generaties of 10 jaar en de geaccepteerde zekerheid dat die afname door windparkontwikkelingen komt.

Vleermuizen

Vanwege de nog grote kennisleemtes ten aanzien van vleermuissoorten wordt een aantal aannames gehanteerd. Door van worst-case-effecten uit te gaan en mitigerende maatregelen voor te schrijven, worden vleermuislachtoffers zo veel als mogelijk beperkt.

Grijze zeehond, gewone zeehond en bruinvis

Voor de grijze en gewone zeehond en bruinvis wordt getoetst aan de gunstige staat van instandhouding van de soort zoals bedoeld in de Wet natuurbescherming. Tevens wordt getoetst aan de specifieke instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden Voordelta, Deltawateren, Waddenzee en Noordzeekustzone, die instandhoudingsdoelstellingen hebben voor de grijze of gewone zeehond of bruinvis. Voor bruinvissen wordt in afwijking van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) een norm bepaald in KEC 4.0 die overeenkomt met maximaal 5 procent reductie van de huidige populatie.⁴⁵

(Inter)nationale kaders

Verder zal in dit MER aandacht besteed worden aan de internationale kaders:

- de implementatie van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM);
- de voortgang in de aanwijzing respectievelijk aanmelding van beschermde gebieden onder de EU-Vogelrichtlijn en/of de EU-Habitatrichtlijn;
- de status van Marine Protected Areas en Quality Objectives (EcoQO's) in het kader van OSPAR;
- de Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (ASCOBANS);
- Natuur Netwerk Nederland (NNN);
- Soorten en habitats op de OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats⁴⁶.

In de Passende Beoordeling worden effecten gekwantificeerd om uitspraken te kunnen doen over het al dan niet optreden van significante effecten.

4.4.3 Cumulatie van ecologische effecten

De milieueffecten die gepaard gaan met de voorgenomen activiteiten kunnen cumuleren met de effecten van andere plannen, projecten en handelingen. Het is van belang om goed af te bakenen welke plannen, projecten en handelingen meegenomen worden in de cumulatie. In ieder geval dient het te gaan om plannen, projecten en handelingen die leiden tot relevante effecten, dat wil zeggen effecten die samen met de effecten die optreden bij de voorgenomen activiteiten leiden tot een groter totaaleffect.

Voor het onderdeel cumulatie zal gebruik worden gemaakt van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC). In dit afwegingskader is ingegaan op de cumulatieve ecologische effecten van het realiseren van alle windparken conform de uitrol volgens de routekaart windenergie op zee waarbij ook verwachte buitenlandse windparkontwikkelingen zijn meegenomen.

⁴⁵ In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim-doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80 procent van het draagkracht-niveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het Nederlands Continentaal Plat is. Het met grote zekerheid instandhouden van de populatie op minimaal 95 procent van de huidige omvang, met de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030, kan als een veilige keuze worden beschouwd.

⁴⁶ OSPAR Commission (2008) OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Reference Number: 2008-6. (<http://www.ospar.org/documents?d=32794>).

Toetsing cumulatieve effecten: Kader Ecologie en Cumulatie: acceptabele grenzen op populatieniveau

In het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) en bijbehorende actualisaties is onderzocht wat de gecumuleerde ecologische effecten kunnen zijn van bestaande en in aanbouw zijnde windparken op zee met de windparken op zee die volgen uit de routekaart windenergie op zee 2030 inclusief de versnellingsopgave zoals vastgelegd in het Programma Noordzee. Er is daarbij gekeken naar de effecten van windparken binnen en buiten de 12-mijlszone. Doel van het KEC is om te kunnen bepalen of alle windparken samen tot onaanvaardbare negatieve ecologische effecten leiden. Zo nodig kunnen dan voorschriften worden opgenomen in de kavelbesluiten waarmee deze effecten tijdig worden voorkomen of verminderd.

Het gaat in het KEC om mogelijke cumulatieve effecten op enkele soorten gedurende de realisatie van de windparken op zee uit de routekaart windenergie op zee 2030 inclusief de versnellingsopgave zoals vastgelegd in het Programma Noordzee. In de kavelbesluiten voor de verschillende windparken wordt aanvullend gekeken of er locatie-specifieke effecten te verwachten zijn. Daarbij wordt dan ook bepaald welke mitigerende maatregelen genomen zouden kunnen worden om eventuele onaanvaardbare negatieve effecten te voorkomen. Het gaat daarbij om effecten waardoor de populatie van soorten structureel achteruit zou gaan en de natuurlijke veerkracht van de soort aangetast zou worden. De maatregelen om die effecten te voorkomen, kunnen gaan over het beperken van onderwatergeluid door heien, zodat er minder bruinvissen verstoord worden. Een ander voorbeeld kan het stellen van eisen aan de turbines zijn, waardoor de kans op aanvaringssslachtoffers onder vogels en vleermuizen beperkt wordt.

Bij de effectberekeningen is in het KEC ingegaan op die soorten waarvan verwacht wordt dat daar mogelijk significante effecten ontstaan. Dit zijn:

1. Bruinvissen/zeezoogdieren⁴⁷. De effecten van onderwatergeluid op bruinvissen als meest gevoelige soort onder de zeezoogdieren zijn doorgerekend middels een aantal stappen. In beeld komt hoeveel bruinvissen verstoord raken gedurende hoeveel dagen en wat dit voor de populatie betekent gedurende de doorlooptijd van de routekaart.
2. Vogels (zeevogels, kustbroeders en trekvogels). Voor vogels is gekeken naar de effecten van aanvaringen tussen vogels en windturbines, de barrièrewerking en het verlies aan leefgebied als gevolg van de aanwezigheid van de parken.
3. Vleermuizen. Met betrekking tot de aanwezigheid, gedrag en daarmee ook de gevoeligheid van vleermuizen op zee voor (o.a.) operationele windparken staat de kennis nog in de kinderschoenen. Op basis van het oordeel van experts zijn indicatieve schattingen gemaakt van aanvaringen.

Uitgangspunt bij de effectbeoordeling voor soorten is dat de populatie niet structureel achteruit mag gaan. Als dit wel gebeurt, wordt de natuurlijke veerkracht aangetast. Als herstel niet mogelijk blijkt, sterft de soort geheel of in een deel van zijn verspreidingsgebied uit. Vanwege het grote aantal vogelsoorten wordt hierbij eerst gebruik gemaakt van het ORNIS-criterium (1-procentnorm) als 'groe zeef'. Dat wil zeggen dat

⁴⁷ Uit onderzoek blijkt vooralsnog, tot nader onderzoek eventueel anders uitwijst, dat van de groep zeezoogdieren in de context van de zuidelijke Noordzee de bruinvis het meest gevoelig is voor verstoring door onderwatergeluid. Om deze reden wordt verondersteld dat wanneer de bruinvis voldoende beschermd wordt, er ook voldoende bescherming wordt geboden aan de overige soorten zeezoogdieren. Effecten op beschermde vissoorten doen zich, voor zover bekend, pas voor bij geluidbelastingen die hoger zijn dan die waarbij effecten op bruinvissen zijn te verwachten. Om deze reden wordt ervan uitgegaan dat als de bruinvis voldoende beschermd wordt, er ook voldoende bescherming wordt geboden aan de beschermde vissoorten, dan wel de vissoorten die van belang zijn als voedselbron voor beschermde zoogdieren of (zee)vogels.

wanneer voor soorten de extra sterfte lager is dan 1 procent van de natuurlijke sterfte er kan worden aangenomen dat er geen onaanvaardbare effecten op deze soorten plaatsvinden. Voor de soorten waar de extra sterfte hoger is dan 1 procent van de natuurlijke sterfte wordt verder onderzoek gedaan naar de effecten op basis van de best beschikbare beoordelingsmethode (in KEC 4.0 is dit ALI).

Voor bruinvissen wordt aan strengere waarden getoetst dan die zijn overeengekomen in het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas). In het ASCOBANS verdrag wordt gesteld dat een populatie niet onder 80 procent van de draagkracht mag komen. Om met een grote zekerheid vast te kunnen stellen dat de populatie als gevolg van een menselijke activiteit niet minder wordt dan 95 procent van de draagkracht (uit praktische overwegingen gelijk gesteld aan de huidige populatieomvang), is ervoor gekozen om de 5de percentielwaarde van de uitkomsten van de iPCoD-berekeningen als grens te hanteren. Hierdoor kan met een grote zekerheid (een kans van 95 procent) worden gesteld dat de reductie in populatie minder zal zijn dan 5 procent. In werkelijkheid is deze kans groter omdat bij de aannames steeds is gekozen voor een worst case-benadering.

Andere windparken

Belangrijk om in cumulatie te beschouwen zijn de effecten van andere windparken die gerealiseerd zijn en gaan worden, nationaal en internationaal. Ten behoeve van het MER en de passende beoordeling voor het kavelbesluit in het gebied IJmuiden Ver zal het KEC het uitgangspunt vormen.

4.5 Mitigerende maatregelen

Bij het onderzoeken van de effecten van de invulling van de bandbreedte voor elk aspect ontstaat inzicht in de effecten per aspect. Voor elk aspect wordt vervolgens nagegaan of mitigerende maatregelen denkbaar zijn om de omvang van het effect te verminderen of teniet te doen. Waar mogelijk worden effecten met en zonder de maatregelen apart inzichtelijk gemaakt in het MER.

Dit MER dient niet alleen vanuit een worst case benadering vast te stellen wat de maximale effecten van een opstelling binnen de bandbreedte is, maar ook informatie te leveren over de minimale effecten en de mogelijkheden om tot een optimale invulling te komen. Het is immers goed denkbaar dat een enigszins minder ruime bandbreedte op een bepaald aspect aanzienlijk minder milieueffecten zal veroorzaken. Door dit te onderzoeken geeft het MER de informatie die nodig is om de milieueffecten op een volwaardige manier mee te wegen bij het nemen van het kavelbesluit.

5 Morfologie en hydrodynamica

5.1 Beoordelingskader

In Tabel 5.1 wordt voor morfologie en hydrologie een aantal beoordelingscriteria genoemd. Deze criteria hebben alleen of in samenhang met elkaar invloed op de Nederlandse kust en/of hebben een lokale invloed. Het is dus van belang om te weten of en in welke mate het windpark deze beoordelingscriteria beïnvloedt.

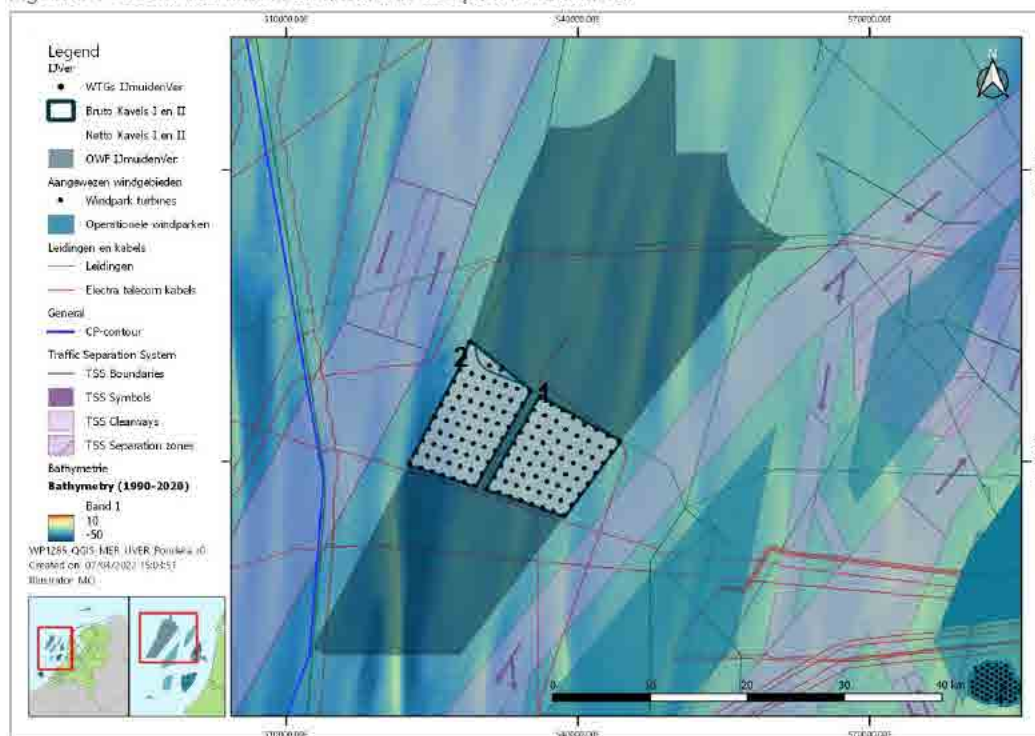
Tabel 5.1 beoordelingscriteria morfologie en hydrologie

Aspect	Beoordelingscriteria
Morfologie en hydrologie	Golven
	Waterbeweging (waterstand en stroming)
	Waterdiepte en bodemvormen
	Bodemsamenstelling
	Troebelheid en waterkwaliteit
	Sedimenttransport
	Kustverdediging

Onderzochte alternatieven

In kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver worden windturbines met een totale maximale capaciteit van 1.000 MW gebouwd. Zie Figuur 5.1 voor de locatie van kavel I.

Figuur 5.1 Locatie van kavel I en kavel II in windpark IJmuiden Ver

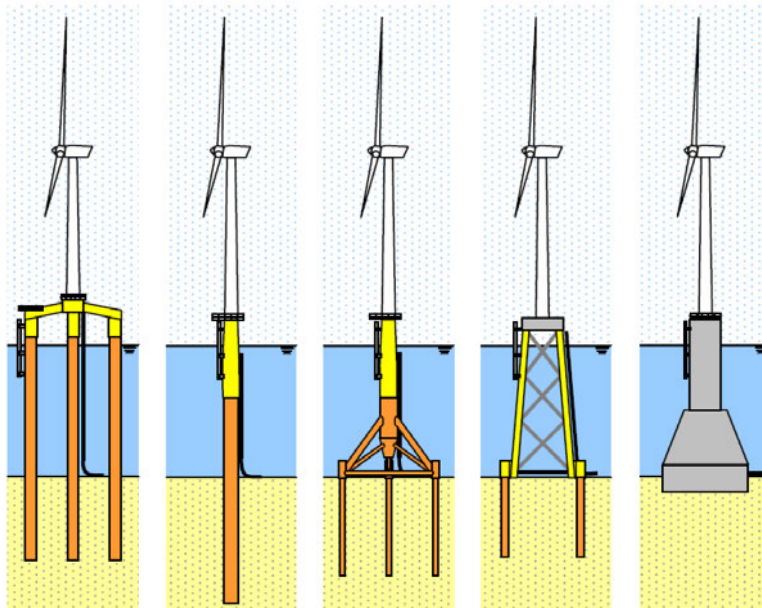


Er zijn in dit hoofdstuk 2 alternatieven beschouwd voor het vermogen van de windturbines; een (laag) vermogen van 15 MW en een (hoog) vermogen van 20 MW per turbine. In het eerste geval zullen er $1000/15 = 67$ windmolens geplaatst worden, in het tweede geval $1000/20 = 50$ om het totaal van 1GW voor kavel I te bereiken.

Voor de fundatie van offshore windturbines zijn verschillende type funderingen mogelijk (zie Figuur 5.2). De meest toegepaste funderingen zijn: monopile, jacket, tripod, tripile, suction bucket en gravity based. Het totaal oppervlak aan fundering (voor het gehele windpark) en erosiebescherming is per funderingstype weergegeven in Tabel 5.2. Bij de berekeningen van de oppervlaktes van de erosiebescherming is uitgegaan van de volgende aannames. De aannames zijn gebaseerd op empirische relaties tussen paaldiameter en benodigd oppervlak dat beschermd dient te worden. De volgende relatie tussen oppervlak en paaldiameter is aangehouden:

- Jacket (4 palen per fundering): erosiebescherming = 5 maal de paaldiameter;
- Monopile (1 paal per fundering): erosiebescherming = 3 maal de paaldiameter;
- Tripod (3 palen per fundering): erosiebescherming = 5 maal de paaldiameter;
- Suction bucket: erosiebescherming = 5 maal de paaldiameter;
- Gravity based (1 paal per fundering): erosiebescherming = 3 maal de paaldiameter.

Figuur 5.2 Type funderingen van offshore windmolens, van links naar rechts: Jacket, Monopile, Tripod, Suction bucket, Gravity Based)



Om de bandbreedte van de milieueffecten van de funderingen in beeld te brengen zijn twee alternatieven onderzocht, waarvan verwacht wordt dat de milieueffecten het meest uiteen zullen lopen. Dit zijn de alternatieven waarbij het plaatsen van de fundering en het aanbrengen van de bodembescherming leidt tot de minste respectievelijk de meeste bodemberoering (zie Tabel 5.2). Waar relevant wordt tevens ingegaan op de andere soorten funderingen.

Tabel 5.2 Totaal oppervlak fundering en erosiebescherming van een windpark met 67 x 15 MW turbines of 50 x 20 MW turbines. Onderstaande afmetingen zijn indicatief bedoeld en kunnen project specifiek afwijken.

Type fundering	Oppervlakte fundering (m ²)	Oppervlakte erosiebescherming per type (m ²)	Totale oppervlakte erosiebescherming (m ²)	Totale oppervlakte (m ²)
Jacket Ø 3,0 m (15 MW)	1.894	679	45.000	47.000
Jacket Ø 5,0 m (20 MW)	3.927	1885	94.000	98.000
Monopile Ø 11,5 m (15 MW)	6.959	831	56.000	63.000
Monopile Ø 15,0 m (20 MW)	8.836	1414	71.000	80.000
Tripod Ø 3,0 m (15 MW)	1.421	509	34.000	36.000
Tripod Ø 5,0 m (20 MW)	2.945	1414	71.000	74.000
Suction bucket Ø 20,0 m (15 MW)	21.049	7540	505.000	526.000
Suction bucket Ø 30,0 m (20 MW)	35.343	16965	848.000	884.000
Gravity BF Ø 40,0 m (15 MW)	84.195	10053	674.000	758.000
Gravity BF Ø 50,0 m (20 MW)	98.175	15708	785.000	884.000

* Weergegeven zijn de totaaloppervlaktes van kavel I met 67 x 15 MW turbines of 50 x 20 MW turbines.

Alternatief 1 (minste bodemberoering, best case): een 15 MW-turbine op een tripod fundering met een doorsnede van 3 meter ter plaatse van de zeebodem.

Alternatief 2 (meeste bodemberoering, worst case): een 20 MW-turbine op een gravity based fundering met een doorsnede van 50 meter of een suction bucket met een doorsnede van 30 meter ter plaatse van de zeebodem.

De beoordelingscriteria worden in de volgende paragrafen besproken.

5.1.1 Golven

Bepalende factoren voor het golfklimaat zijn de kracht en duur van de wind, de strijklengte (dit is de lengte van de open zee waarover de wind waait en een golf kan groeien) en de waterdiepte. Golven kunnen tevens worden opgewekt door niet-lokale windvelden elders, waarna de golven naar het projectgebied propageren. Deze golven zijn vaak wat langer dan de lokaal opgewekte golven en wordt ook wel deining genoemd. Golven spelen een grote rol in de morfologische processen door hun invloed op het zandtransport. Daarbij geldt: des te ondieper het water, des te groter de invloed van de golven op het zandtransport.

Pas vanaf een bepaalde waterdiepte kunnen golven met een specifieke lengte het zand van de bodem in beweging brengen. Deze opwoeling door golven zelf zorgt niet voor grote transporten van zand. Wel maakt de opwoeling door de golven het mogelijk dat bodemmateriaal kan worden getransporteerd door (getij)stromingen die op zichzelf niet sterk genoeg zijn om het zand van de bodem los te maken. De mate van opwoeling is vooral afhankelijk van de eigenschappen van het bodemmateriaal (korrelgrootte, % silt en klei in het zand) en van de grootte van de wrijvingskrachten op het bodemoppervlak (golfhoogte, golflengte, waterdiepte).

5.1.2 Waterbeweging (waterstand en stroming)

De waterbeweging wordt bepaald door een samenspel van getij, wind, luchtdruk en golven. De waterstanden in het projectgebied worden voornamelijk gedomineerd door het getij waarbij tweemaal daags hoog- en laagwater voorkomt. Door wind en luchtdruk kunnen de waterstanden tijdelijk enkele tientallen centimeters verhogen/ verlagen.

Het getij zorgt ook voor de grootste stromingen, waarbij langs de Nederlandse kust de vloedstromingen overwegend noordelijk gericht zijn en de eb stromingen zuidelijk. Wind heeft ook effect op de stromingen maar die zijn over het algemeen, zeker in wat dieper water, een orde kleiner dan de getijstroming.

5.1.3 Waterdiepte en bodemvormen

De waterdiepte bepaalt in belangrijke mate de relatieve invloed van golven en getij op de zeebodem en speelt derhalve een grote rol bij morfologische processen.

De zeebodem is over het algemeen niet vlak; in de Noordzee komen een aantal bodemvormen voor die ieder een specifieke lengte en grootte hebben. De grootste bodemvormen zijn zandbanken: deze zijn over het algemeen enkele meters hoog en tientallen kilometers lang, zijn relatief stabiel en migreren nauwelijks tot niet. Zandbanken liggen meestal parallel aan, of onder een kleine hoek met, de dominante getijdestroom. Op die zandbanken kunnen, voornamelijk in waterdieptes groter dan circa 20-25 m, zandgolven aanwezig zijn. Zandgolven zijn overwegend haaks op de getijdestroming georiënteerd, hebben een golflengte van circa 200-1000 m en migreren in de richting van de dominante getijdestroom, in de Noordzee is dat de vloedstroom. Migratiesnelheden van de zandgolven variëren tussen 5-10 m per jaar in de zuidelijke delen van de Noordzee tot 1-2 m per jaar in de noordelijke delen waar de getijdestroom minder krachtig is. Op deze zandgolven kunnen megaribbels aanwezig zijn. Megaribbels hebben een golflengte van 5-15 m en migreren snel (meters per dag/week) onder invloed van golven en de (getij)stroming. De migratierichting is dan ook sterk afhankelijk van de dominante golfrichting en (getij)stroming. Deze veelal mobiele bodemvormen hebben grote invloed op bijvoorbeeld het sedimenttransport maar ook de noodzaak (en noodzakelijke diepte) om kabels in de zeebodem te begraven.

5.1.4 Bodemsamenstelling

De sedimentsamenstelling van de bodem speelt ook een belangrijke rol bij verschillende processen. Zo bepaalt de grootte van het zand, die uitgedrukt wordt in D50, de mediane korrelgrootte, de mate van sedimenttransport. Hoe grover het zand, hoe kleiner het transport en hoe minder gemakkelijk bijvoorbeeld ontgrondingskuilen kunnen ontstaan.

Ook kan het fijnste deel van het sediment, de zogenaamde fijne fractie, een groot effect hebben op het gedrag van de bodem. Deze fijne silt en klei deeltjes zijn 'cohesief': ze plakken aan elkaar waardoor het sediment als geheel minder makkelijk in transport kan worden gebracht. Deze fijne fractie kan uitspoelen onder invloed van golven of wanneer het sediment gebaggerd wordt. Het in suspensie raken van dit fijne sediment zorgt voor vertroebeling (zie volgende paragraaf). Zo heeft de karakteristiek van het sediment grote invloed op het sedimenttransport, het optreden van ontgrondingskuilen (erosiekuilen) en de troebelheid. Tevens is de bodemsamenstelling van belang voor de funderingen van de windturbines en het ingraven van de kabels.

5.1.5 Troebelheid en waterkwaliteit

De troebelheid of helderheid van het water bepaalt de mate waarin licht, dat voor algen en andere organismen belangrijk is, kan doordringen in de waterkolom. De troebelheid wordt bepaald door de aanvoer van slib uit rivieren of vanuit andere delen van de Noordzee, het baggeren- en storten van sediment op zee en de opwerveling door natuurlijke processen (golven/ stroming) en menselijk handelen (visserij/ scheepvaart). Tijdens stormen kan recent afgezet slib onder invloed van waterbeweging opnieuw opwervelen (resuspensie). In de winterperiode is het gehalte zwevend stof over het algemeen hoger dan in het voorjaar en de zomer; het groeiseizoen van de meeste organismen. Hoewel de bijdrage klein is en vooral lokaal effect kan hebben, wordt langs de Nederlandse kust de troebelheid ook beïnvloed door de aanwezigheid van baggerstortlocaties (loswallen), zandwingebieden en bestaande offshore windparken.

5.1.6 Stratificatie

Stratificatie is het beperkt mixen van waterlagen onder invloed van verschillen in dichtheid. Dit verschil in dichtheid kan worden veroorzaakt verschillen in zoutgehalte (halocline) en/of temperatuur (thermocline). In de Noordzee vindt stratificatie o.a. plaats op locaties waar rivieren uitmonden in zee. Het zoete rivierwater heeft een lagere dichtheid dan het zoute zeewater en beweegt zich daardoor over de zoute laag heen. Menging tussen beide lagen wordt bevordert door getij- en golfwerking, turbulentie en wrijvingskrachten op de bodem. Een voorbeeld van thermische stratificatie is te vinden in de diepere delen van de Noordzee, met name nabij de Doggersbank. In de zomermaanden warmt het oppervlaktewater hier dusdanig op, dat er een temperatuurgradiënt ontstaat tussen het oppervlaktewater en de laag / lagen daaronder. In de herfst neemt de buitentemperatuur af en verdwijnt de stratificatie.

Stratificatie heeft invloed op o.a. de beschikbaarheid van nutriënten. De beperkte uitwisseling tussen het oppervlaktewater en de laag / lagen daaronder, zorgt ervoor dat de nutriëntenflux wordt beperkt. Dit heeft effect op o.a. de groei van algen: de nutriënten die door algen in het oppervlaktewater worden verbruikt, worden niet aangevuld uit dieper gelegen lagen. In extreme gevallen kan stratificatie leiden tot anoxische (zuurstofloze) omstandigheden nabij de bodem. In de Noordzee is hier echter geen sprake van.

5.1.7 Sedimenttransport.

Sedimenttransport zorgt voor een herverdeling van grind, zand en slib langs de kust en op zee, met name in noordwaartse (westkust van Nederland) en (noord)oostelijke richting (ten noorden van de Waddenzee). Sedimenttransport treedt op als gevolg van de gezamenlijke werking van golven, stromingen en wind. Door natuurlijke- of menselijke activiteiten (bijv. baggeren, trenchen, visserij) kan het sediment van de bodem worden opgewoeld, waarna het door stroming kan worden getransporteerd. Of sprake is van sedimenttransport is voornamelijk afhankelijk van de beweging van het water en de bodemsamenstelling.

Er kan onderscheid gemaakt worden tussen het transport van zand en slib. Het onderscheid wordt gemaakt op basis van de korreldiameter van zand (0,063 tot 2 mm) en slib (< 0,063 mm). Het onderscheid tussen deze verschillende sedimentfracties is belangrijk omdat deze zich anders gedragen in het water en in de bodem. Het zandtransport vindt voornamelijk langs de bodem plaats en wordt gedomineerd door de maximale stroomsnelheden als gevolg van getij en golven. Slib is meer homogeen verdeeld over de waterkolom en kan al bij lagere stroomsnelheden in transport komen. Deze fractie wordt ook vaak aangeduid als zwevend stof.

5.1.8 Kustverdediging

De kustverdediging bepaald de veiligheid tegen een overstroming van het achterland. De veiligheid van de kust wordt bepaald door de sterkte van de kustverdediging en de belastingcondities die deze aanvallen. De sterkte van de zachte delen van de zeevering (kustzone, strand en duinen) wordt in de beoordelingssystematiek Kustveiligheid bepaald door de aanwezige hoeveelheid zand in de duinen die bijdragen aan de waterkering, het strand en de vooroever. De Basiskustlijn is hierbij maatgevend en mag niet worden overschreden. De hoeveelheid zand fluctueert in ruimte en tijd en is afhankelijk van het gevoerde kustbeleid. Om de kustlijn te handhaven wordt elk jaar gemiddeld circa 12 miljoen m³ sediment gesuppleerd (opgespoten). De mate van afslag en transport van zand uit het kustfundament wordt bepaald door de golven en het getij. Het criterium 'kustverdediging' wordt dus beïnvloed door de andere criteria.

5.2 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

5.2.1 Huidige situatie

De dynamiek van de waterbeweging (hydrodynamica) en de bodemsamenstelling bepalen de dynamiek van zeebodem (morfodynamica). Door korte events (stormen, getijdestromen) kan de bodemligging lokaal wijzigen, door systeemwijzigingen met een langere duur (zeespiegelstijging, lange trends in getijdewerking, trends in voorkomen van stormen) wordt de bodemligging op de langere termijn beïnvloed. Over het algemeen wordt gesteld dat de bodemligging en sedimenttransporten een natuurlijk dynamisch evenwicht vormen met processen die deze sturen (hydrodynamica).

De morfodynamica en hydrodynamica kunnen naast de natuurlijke processen ook beïnvloed worden door menselijke ingrepen, bijvoorbeeld door aanleg van een windmolenpark. Om de effecten van de menselijke ingreep te kunnen kwantificeren dienen deze afgezet te worden tegen de natuurlijke processen en de invloed van deze processen op de zeebodem. In onderliggende sub-paragrafen wordt ingegaan op de belangrijkste processen.

Golven

De golfhoogte in de omgeving van het windenergiegebied varieert sterk in de tijd. Gemodelleerde golfhoogteberekeningen op een 35 jaar tijdserie van DHI (2019) op een locatie in het IJmuiden Verwindpark wijzen op een jaargemiddelde significante golfhoogte H_s (de gemiddelde hoogte van het hoogste 1/3 deel van de golven) van circa 1,4 m en een significante golfperiode T_s (de gemiddelde golfperiode van het langste 1/3 deel van de golven) van circa 6,8 s. Onder extreme condities bedraagt de significante golfhoogte H_{m0} 5,6 m bij een herhalingsstijg van 1 jaar en 7,7 m bij een herhalingsstijg van 50 jaar (DHI, 2019).

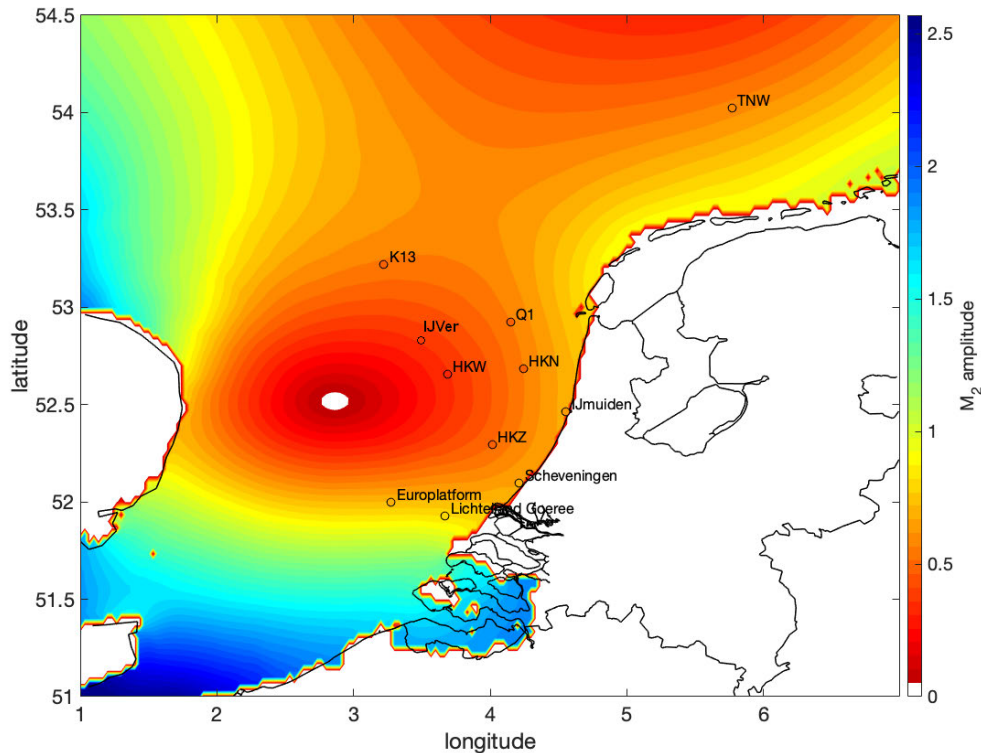
De meeste golven in het windenergiegebied IJmuiden Ver komen uit noordelijke en zuidwestelijke richting. De onderliggende deining, die in de Atlantische Oceaan ontstaat en zich via de noordelijke Noordzee richting Nederland beweegt, komt met name uit het noorden tot noordwesten.

Waterbeweging (waterstand en stroming)

Het gemiddelde getijverschil langs de Hollandse kust neemt toe van noord (Den Helder: 1,4 m) naar zuid (Scheveningen: 1,7 m) en neemt af met toenemende afstand vanaf de kust als gevolg van de aanwezigheid van een amfidromisch punt (een punt waar de getijgolf omheen beweegt en waar het getijverschil zeer gering is. Nabij het windenergiegebied is de getijslag gemiddeld circa 1,4 m (DHI, 2019) en varieert over een doortij-springtij cyclus van circa 14 dagen. Tijdens springtij, wanneer de

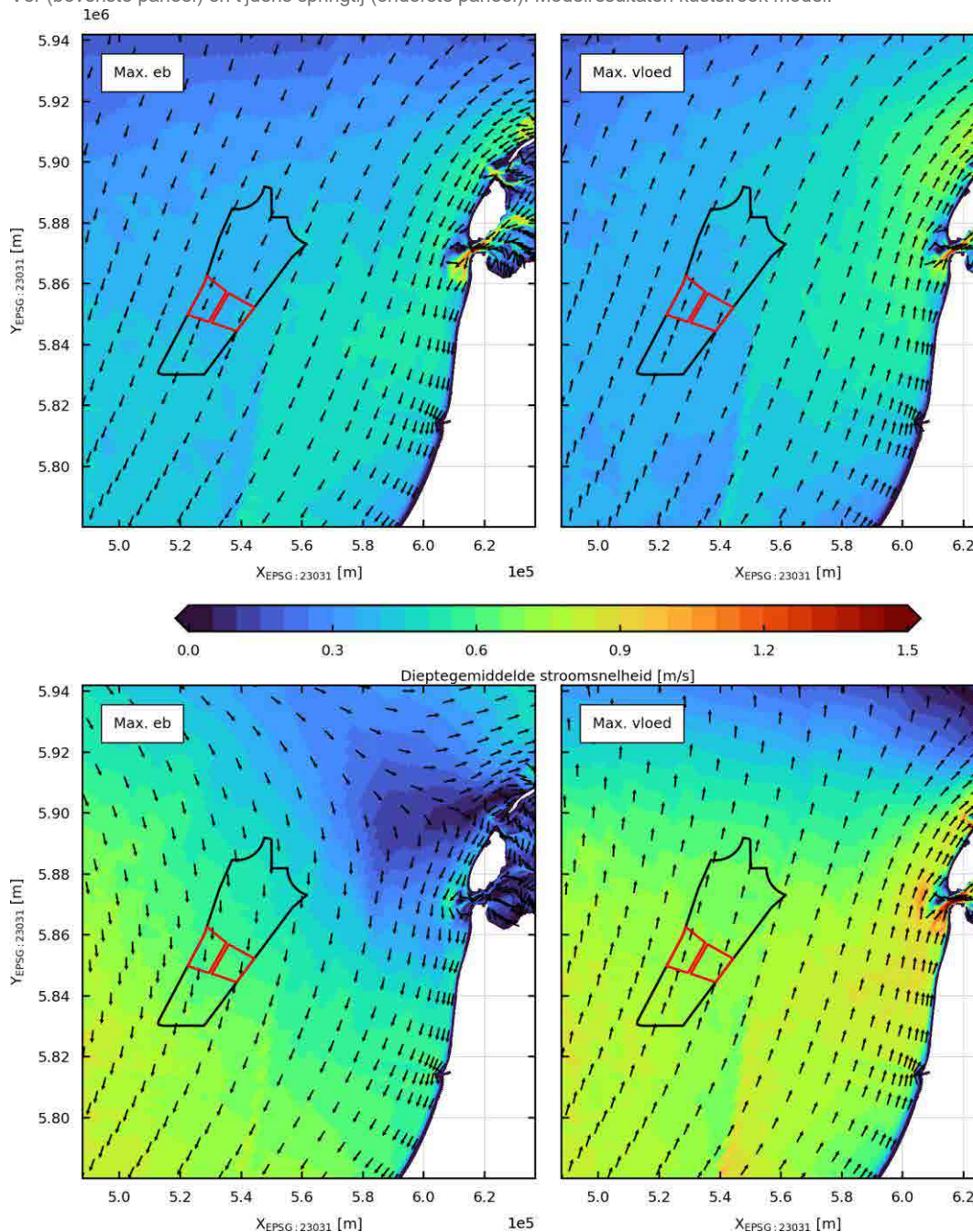
aantrekkingskracht van de zon en maan in elkaars verlengde staan is de getijslag iets hoger en tijdens doortij, wanneer de zon en maan onder een hoek van 90 graden met elkaar staan iets lager. In Figuur 5.3 is weergegeven hoe de M₂-component (de bijdrage van de belangrijkste getijcomponent aan het totale getij; de maan) effect heeft op het getij. In deze figuur is duidelijk het amfidromisch punt zichtbaar.

Figuur 5.3 Ligging van het amfidromisch punt op de Noordzee en verdeling van de getij amplitude van de belangrijkste getij component die bijdraagt aan het getij op de Noordzee (M₂), Bron: WaterProof Marine Consultancy, gebaseerd op TPXO data.



De maximale ebstroom treedt op tijdens laagwater. Bij doortij is de dieptegemiddelde eb en vloed stroming circa 0,35 m/s. Tijdens springtij zijn de stroomsnelheden circa 0,75 m/s (zie Figuur 5.4). De maximale vloedstroom treedt circa 1 uur voor hoogwater op. Omdat de vloedstroom iets groter is dan de ebstroom en de transporten voor het grootste deel door de getijde stroming worden bepaald, vind waarschijnlijk een noordelijk gericht residueel sedimenttransport plaats. Tijdens springtij is duidelijk de invloed van het amfidromisch punt zichtbaar in de stromingsvelden.

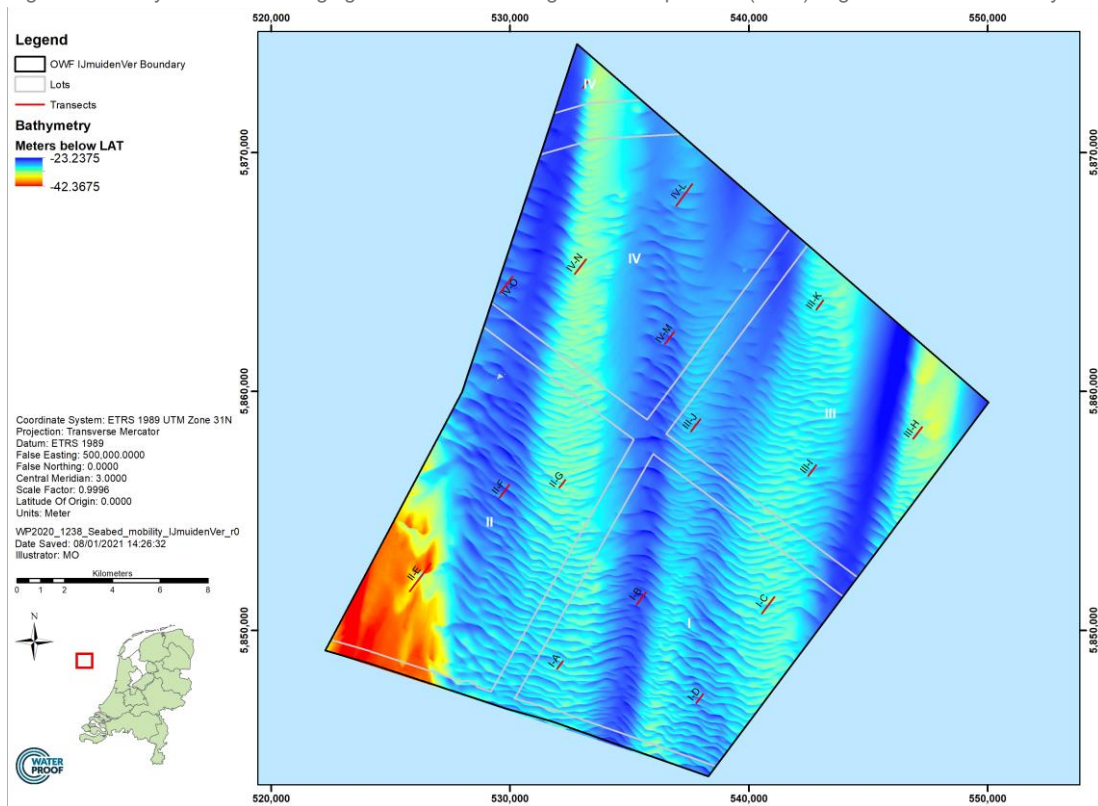
Figuur 5.4 Stroomsnelheden op de Noordzee tijdens maximale getijstroom tijdens doodtij bij windpark IJmuiden Ver (bovenste paneel) en tijdens springtij (onderste paneel). Modelresultaten kuststrook model.



Waterdiepte en bodemvormen

De waterdiepte in het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel I varieert tussen circa -23 m LAT op de aanwezige zandbanken tot circa -35 m LAT tussen de banken in (Figuur 5.5). De bodem is relatief oneffen met een aantal grote en lange zandbanken die het gebied doorkruizen. Deze hebben een hoogte van circa 7-10 m en zijn zuid-noord georiënteerd. De zandbanken zijn over het algemeen zeer stabiel en niet-mobiel (WaterProof, 2022).

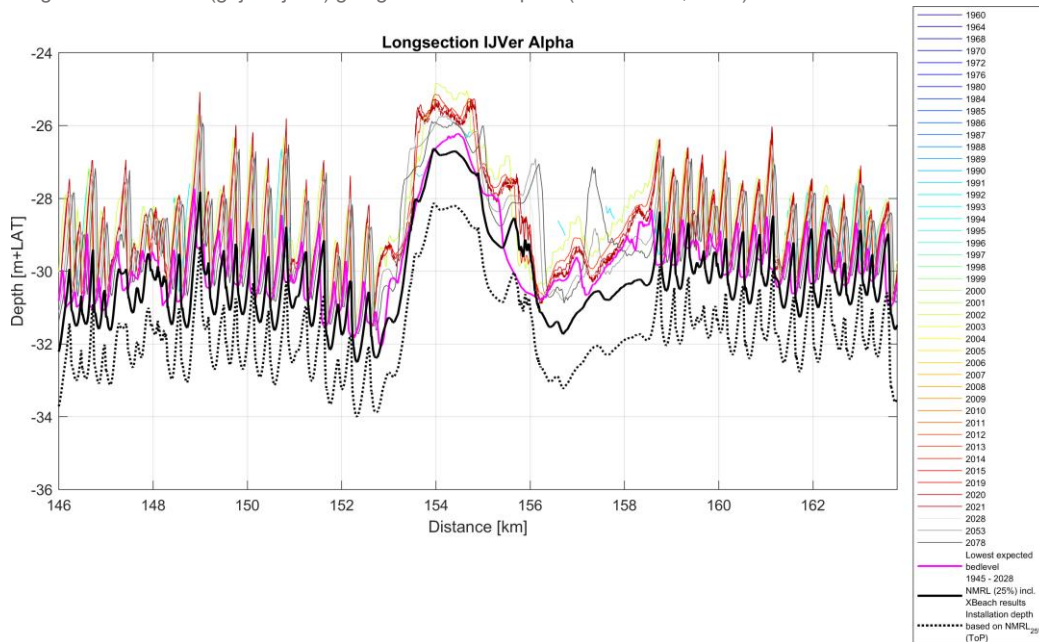
Figuur 5.5 Bathymetrie windenergiegebied IJmuiden Ver gebaseerd op recent (2021) uitgevoerde bodemsurvey.



Op de zandbanken zijn zandgolven aanwezig. De zandgolven hebben een hoogte tot circa 5 m en migreren in noordelijke en noordoostelijke richting. De migratiesnelheid is afhankelijk van de waterdiepte: de zandgolven die op de zandbank aanwezig zijn zullen sneller migreren dan de zandgolven die tussen de zandbanken zijn gelegen. De gemiddelde migratiesnelheid van de zandgolven is in WaterProof (2022) voor de export kabels van IJmuiden Ver bepaald en is in het windpark gebied circa 3 m per jaar.

In het plangebied kunnen megaribbels voorkomen; hiervoor ontbreekt de benodigde resolutie in de bathymetrische data. Deze bodemvormen hebben doorgaans een golflengte van circa 5-15 meter en een hoogte van circa 0,5-1,0 meter. Megaribbels zijn dynamischer dan zandgolven en kunnen tijdens stormen verdwijnen en tijdens rustigere golf periodes weer ontstaan. De hoogte en ligging van de megaribbels is daarmee zeer veranderlijk. De meest kleinschalige (< 0.2 m) bodemvormen (ribbels) reageren het meest direct op de hydrodynamische processen.

Figuur 5.6 Langsdoorsnede van de historische bodemliggingen (gekleurde lijnen) en voorspellingen voor de toekomst langs het kabeltracé (grijze lijnen) gelegen in het windpark (WaterProof, 2022)



Bodemsamenstelling

Over het algemeen bestaat de bodemopbouw in het windenergiegebied IJmuiden Ver uit matig grof tot grof zand (250-350 μm), al is op enkele locaties grofkorreliger sediment aanwezig (tot 500 μm).

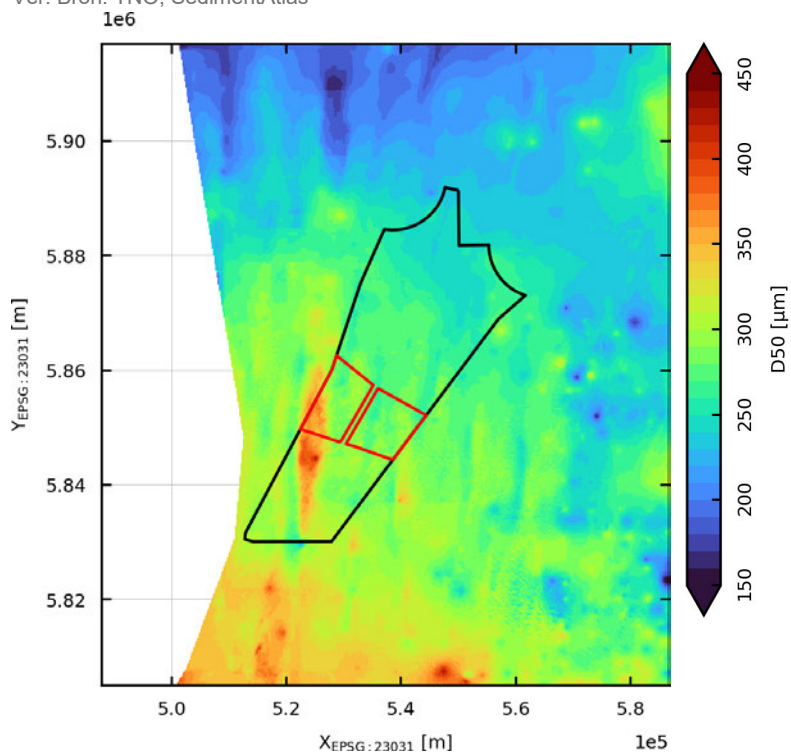
De gemiddelde korreldiameter van zeebodemsediment in de zuidelijke Noordzee vertoont een zekere samenhang met de waterdiepte en de stroomsnelheid. Diepere en verder noordwaarts gelegen gebieden zijn fijncorreliger dan ondiepere gebieden voor de Hollandse kust (Niessen & Schüttenhelm, 1986). De zeebodem ter plaatse van het plangebied bestaat voor het grootste gedeelte uit matig fijn tot matig grof zand (gemiddelde korrelgrootte (D50) van 250-300 μm) met een zeer laag slibgehalte van vrijwel overal kleiner dan 1% (zie Figuur 5.7 en Figuur 5.8).

Troebelheid en waterkwaliteit

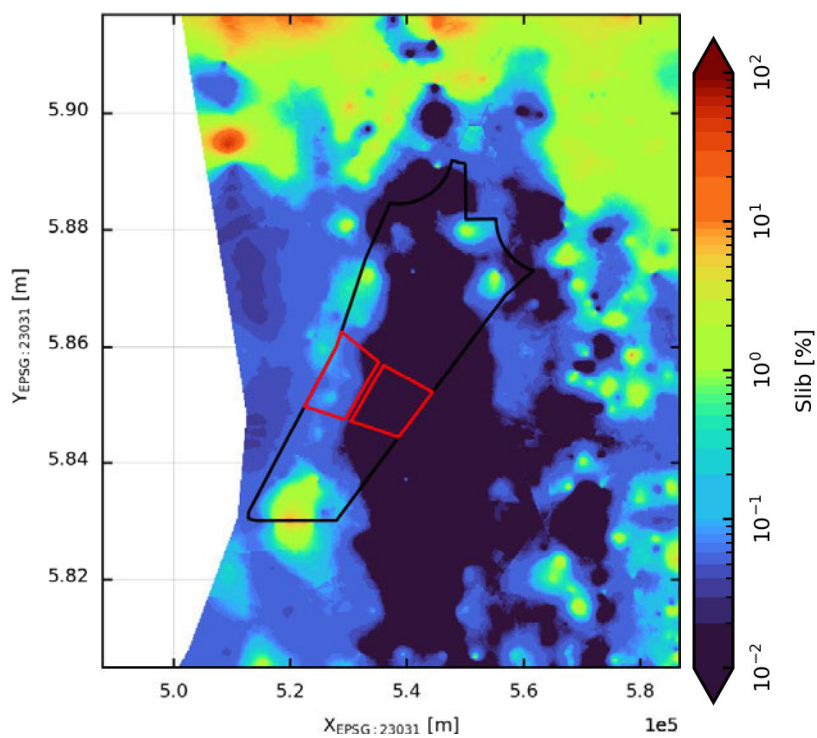
De troebelheid van het water wordt bepaald door het gehalte aan zwevend materiaal in de waterkolom. Wind, getijstroomingen en golven hebben een grote invloed op het gehalte aan zwevend materiaal. Het slibtransport, en daarmee de troebelheid van het water, langs de Nederlandse kust richting de Waddenzee wordt in belangrijke mate bepaald door aanvoer van slib vanuit het Kanaal en de Vlaamse Banken. Dit slib beweegt zich langs de Belgische en Nederlandse kust in een strook van afnemende breedte (Salden, 1998). Langs de Nederlandse kust wordt het slibtransport ook beïnvloed door de aanwezigheid van baggerstortlocaties (loswallen) en zandwingebieden, maar omdat windenergiegebied IJmuiden Ver circa 50-60 km uit de kust is gelegen is het effect daarvan verwaarloosbaar.

De jaargemiddelde troebelheid langs de Nederlandse kust neemt zeewaarts af van 30-50 mg/l op 2 kilometer uit de kust tot 5-10 mg/l op 5 kilometer (Figuur 5.9). Ter hoogte van IJmuiden Ver bedraagt de troebelheid gedurende de winter circa 5-10 mg/l en 3-4 mg/l gedurende gemiddelde zomercondities.

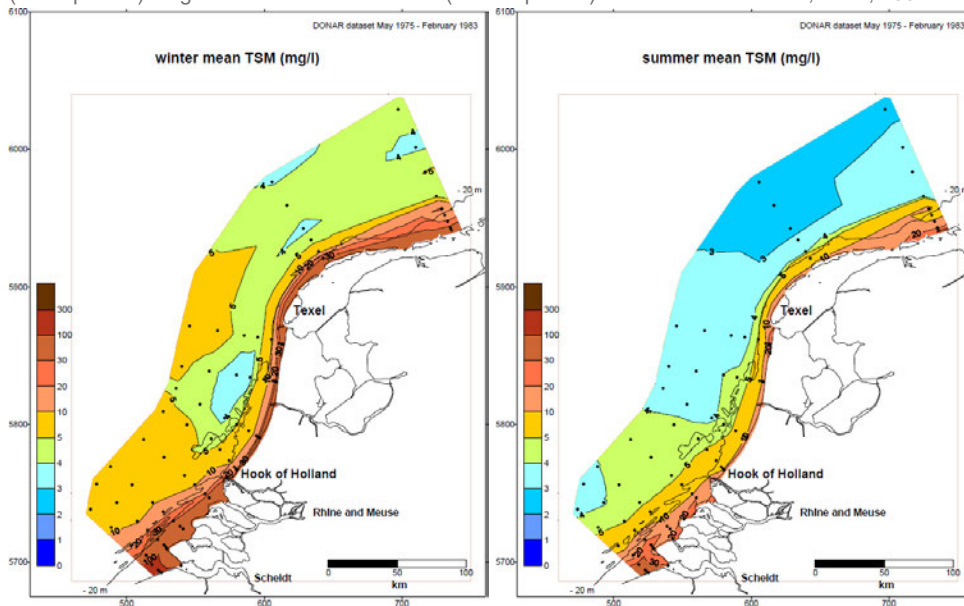
Figuur 5.7 Korrelgrootte (D50) van het sediment in de bovenste laag van de bodem op de Noordzee en op IJmuiden
Ver. Bron: TNO, SedimentAtlas



Figuur 5.8 Percentage slib in het bodemmateriaal (bovenste laag) van het sediment op de Noordzee en op IJmuiden
Ver. Bron: TNO 2012



Figuur 5.9 Gemiddelde concentratie zwevend stof langs de Nederlandse Kustzone voor gemiddelde wintercondities (linker paneel) en gemiddelde zomercondities (rechter paneel). Bron: Sediment Atlas, RIKZ, 2002

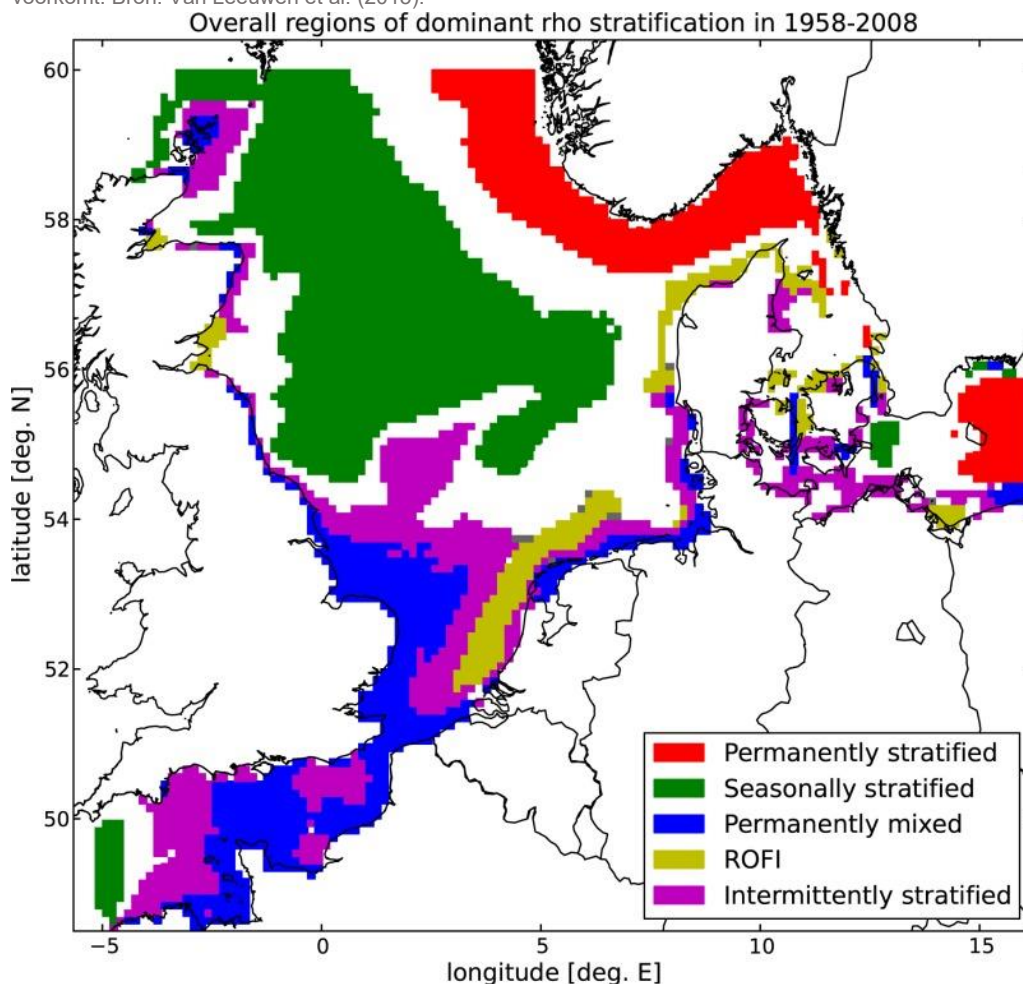


Stratificatie

De mate van stratificatie wordt met name bepaald door het windregime, het golfklimaat (beide zijn van invloed op de menging tussen het oppervlaktewater en de laag / lagen daaronder), de verdeling van temperatuur en zout over de waterkolom en de waterdiepte. In Figuur wordt een overzicht gegeven van de (dominante) typen stratificatie in de Noordzee. Hierop valt te zien dat het Nederlandse deel van de Noordzee met name wordt gekenmerkt door wateren waar geen stratificatie heerst (blauw) en wateren waar dit alleen onder specifieke omstandigheden het geval is (paars). De zone waarin stratificatie ten gevolge van de instroom van zoet rivierwater het dominante type is (geel), strekt zich uit van Zeeland tot boven de Waddeneilanden. Dit type stratificatie is zeer variabel van jaar tot jaar en verschilt per seizoen; het is sterk verbonden met het debiet van met name de Rijn en Maas. Het meest noordelijke deel van de Nederlandse Noordzee wordt gekenmerkt door thermische stratificatie in de zomermaanden. Permanente stratificatie is niet aanwezig in het Nederlandse deel van de Noordzee.

Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op de rand / net buiten het gebied dat onder invloed staat van de instroom van zoet rivierwater uit de Rijn en Maas. Stratificatie ten gevolge van de instroom van zoet rivierwater wordt over het algemeen niet verwacht maar kan soms optreden. Echter, omdat de afstand tot het instroompunt van het zoete water relatief groot is en de mixende werking van golven en getij relatief groot, zijn de mate en duur van stratificatie naar verwachting gering.

Figuur 5.10 Typen stratificatie in de Noordzee (ROFI = Region Of Freshwater Influence). De delen van de Noordzee waaraan geen classificatie is toegekend, worden gekenmerkt door een type stratificatie dat minder dan 50% van de tijd voorkomt. Bron: Van Leeuwen et al. (2015).



Figuur

Sedimenttransport

In algemene zin treden sedimenttransporten op als gevolg van de gezamenlijke werking van golven, stromingen en wind. Golven woelen het sediment van de bodem op waarna het door stromingen kan worden getransporteerd. Of sprake is van sedimenttransport is voornamelijk afhankelijk van de beweging van het water en de bodemsamenstelling.

Het grootste zandtransport vindt voornamelijk plaats in de ondiepe kustzone, waar de golven de bodem opwoelen en door breking sediment getransporteerd wordt. Transporten door golf-geïnduceerde stromingen evenwijdig aan de kust zijn in deze zone dominant. In de diepere delen van de Noordzee, waar het windpark gelegen is, worden de sedimenttransporten voor een groot deel beïnvloed door de migratie van bodemvormen (ribbels, mega ribbels en zandgolven). Omdat de meeste bodemvormen ter hoogte van het plangebied met de residuele getijtransporten in noordoostelijke richting migreren en golven slechts een beperkte bijdrage leveren aan het sedimenttransport op deze waterdieptes, is het netto sedimenttransport noord-oostelijk gericht.

Naast bodemtransport wordt ook voornamelijk slib in de waterkolom getransporteerd. De residuele getijdestroom is ook noordoostelijk gericht. De jaarlijks gemiddelde netto slibflux langs de Nederlandse kust wordt geschat op 10-25 miljoen ton/jaar (De Kok, 2004; Dankers, 2015).

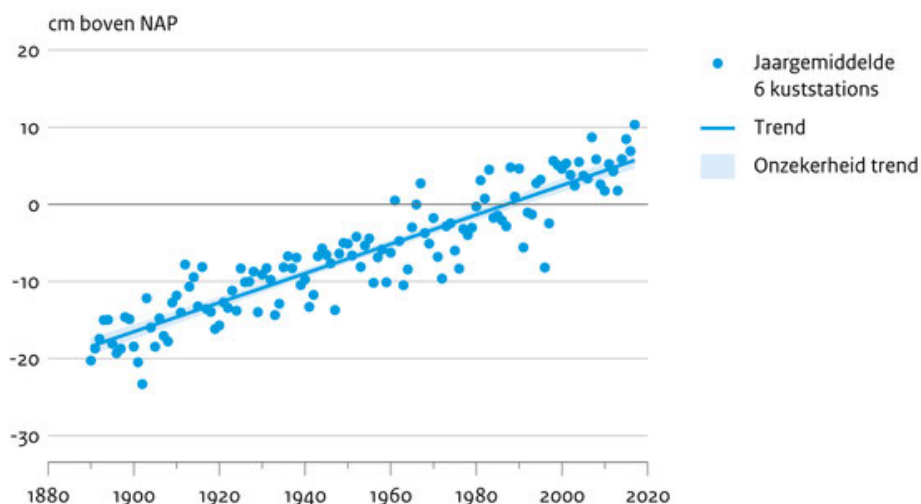
Kustverdediging

De verandering van de Nederlandse kustlijn wordt hoofdzakelijk bepaald door het sedimenttransport langs de kust, waarbij de verhouding tussen aanvoer en afvoer van belang is. Met het huidige beleid van "dynamisch handhaven van de basiskustlijn" wordt waar mogelijk ruimte gegeven aan natuurlijke processen. De zee krijgt binnen zekere grenzen enige speelruimte. Alleen bij aantasting van de basiskustlijn (ligging van de kustlijn op 1 januari 1990) worden maatregelen genomen. In de praktijk betekent dit dat continue zandsuppleties (circa 12 Mm³/jaar) langs de Nederlandse kust worden uitgevoerd om te zorgen dat de basiskustlijn niet wordt overschreden.

Analyse van waterstandsmetingen op de Noordzee laat zien dat de afgelopen 130 jaar de zeespiegel gemiddeld met circa 1,9 mm/jaar is gestegen, zie Figuur 5.11. De stijging wereldwijd is van een zelfde orde grootte. Hoewel op de Noordzee een versnelling van de zeespiegelstijging nog niet zichtbaar is wordt wel verwacht dat deze de komende decennia zal gaan toenemen. Voorspellingen van het IPCC⁴⁸ en KNMI geven verwachtingen van circa 30-80 centimeter stijging t.o.v. de periode 1986-2005 tot aan het einde van de 21^e eeuw in een gunstig scenario en 55-120 cm in een ongunstig scenario.

Figuur 5.11 Gemeten zeespiegelstijging (gemiddelde van 6 kuststations, te weten: Delfzijl, Den Helder, Harlingen, Hoek van Holland, IJmuiden en Vlissingen) op de Noordzee.

Zeespiegel voor kust Nederland



Bron: Deltares; PSMSL; bewerking PBL

PBL/mei18
www.clo.nl/nlo22910

⁴⁸ IPCC, 2021: Climate Change 2022: Synthesis Report. Working Group II contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change

5.2.2 Autonome ontwikkeling

In de autonome ontwikkeling, voornamelijk zeespiegelstijging, doen zich voor de Nederlandse kust geen veranderingen voor die de morfologische en hydrodynamische processen wezenlijk zullen beïnvloeden. De situatie bij voortgaande autonome ontwikkeling wijkt daarom nauwelijks af van de huidige situatie. De meeste van de hiervoor besproken processen zijn het resultaat van een lange termijn ontwikkeling en een zodanig grootschalige setting, dat veranderingen slechts op een grote tijdschaal significant zullen zijn.

5.3 Effectbeschrijving

De effecten van het windpark op het aspect 'morfologie en hydrologie' worden voorspeld aan de hand van de in de vorige paragraaf genoemde beoordelingscriteria. De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn bepaald aan de hand van de in paragraaf 5.1 beschreven beoordelingscriteria. De effecten zijn kwalitatief en waar mogelijk kwantitatief beschreven. Bij de beschrijving is onderscheid gemaakt in effecten tijdens de exploitatie, effecten tijdens aanleg/verwijdering en effecten tijdens onderhoud.

5.3.1 Effecten van de exploitatie

Golven

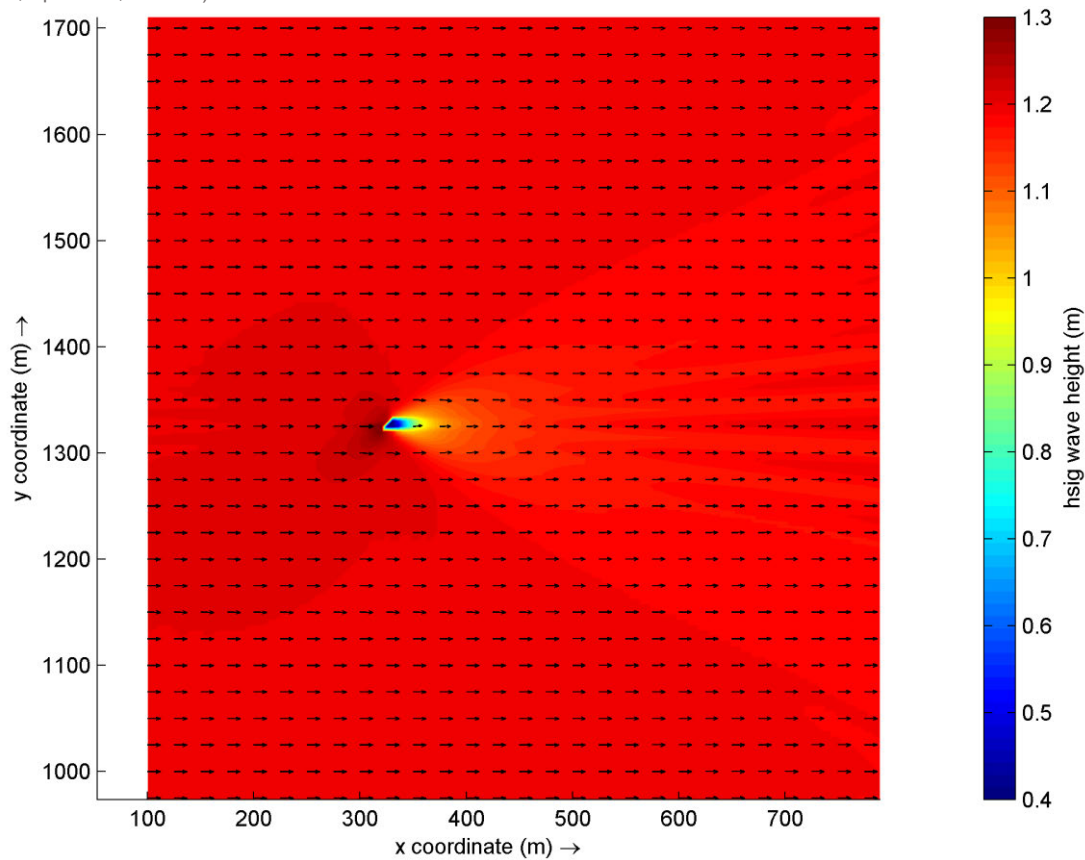
In het windpark zal het golfpatroon rondom de windmolenfunderingen veranderen. De mate waarin het golfpatroon rondom de fundering verandert, is afhankelijk van de openheid van de constructie en de diameter van de fundering. Bij een jacket en tripod fundering is sprake van een open constructie, waardoor golven naar verwachting beperkter worden gehinderd dan bij een gesloten constructie. De mate waarin minder reflectie optreedt is sterk afhankelijk van het ontwerp en moeilijk te kwantificeren.

Bij funderingen waarbij sprake is van dichte constructie, zoals een monopile, suction bucket of gravity based, zal sprake zijn van een kleine verandering van het golfveld. Een dergelijke fundering veroorzaakt golfreflectie aan de loefzijde en golfafscherming aan de lijzijde. Alleen zeer lokaal zal achter een dichte fundering een verlaging van de golfhoogte optreden (Hoffman et al. 1997; Chakrabari, 1987). Middels een SWAN model (derde generatie ondiep water golf model: <http://swanmodel.sourceforge.net/>, zie voor meer informatie Zijl et al. 2021) is het effect van een constructie met een diameter van 10 m op het omliggende golfveld bepaald.

In Figuur 5.12 is het ruimtelijk effect gepresenteerd. De figuur laat zien dat voor de constructie de golven lokaal verhogen (+0,1 m) en dat achter de constructie de golfhoogte lokaal sterk afneemt (-0,5 m). De grootste afname is zichtbaar over een afstand van circa 100 m. Verder achter de constructie is de afname nog maar zeer beperkt (1-2%).

Omdat het effect zeer gering is en alleen lokaal optreedt, wordt het effect neutraal beoordeeld (0).

Figuur 5.12 SWAN modelresultaat: effect van een paal met een diameter van 10 m op het inkomende golfveld ($H_s=1,2$ m, $T_p=6$ sec, $dir=270$)



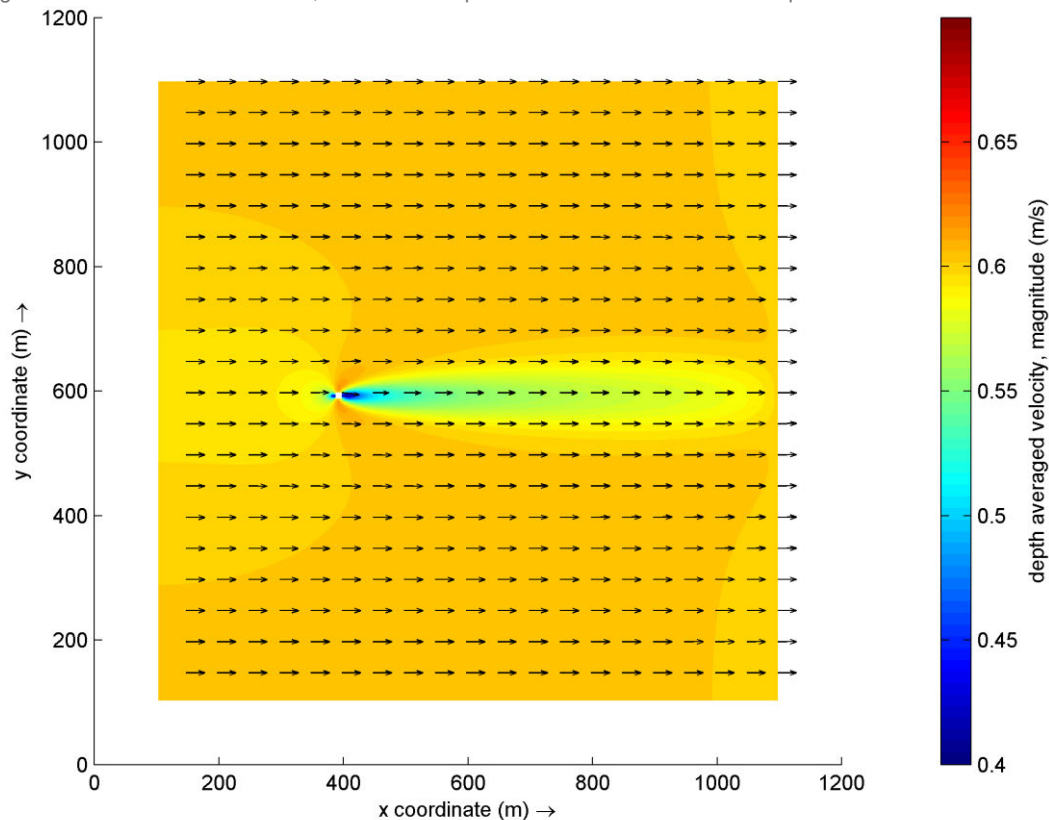
Waterbeweging (waterstand en stroming)

Het windpark heeft ook invloed op de waterbeweging rondom de funderingen. Ook hier is de invloed van de fundering afhankelijk van de openheid van de constructie en de diameter van de fundering. Bij een jacketfundering is sprake van een open constructie, waardoor de waterbeweging minder wordt gehinderd dan bij een gesloten constructie. Het verschil zal naar verwachting echter klein zijn.

Bij funderingen waarbij sprake is van dichte constructie, zoals een monopile, suction bucket of gravity based, zal sprake zijn van een kleine verandering van de waterbeweging. De verandering van het stroombeeld zal alleen lokaal achter de funderingen optreden. Een dichte fundering in een stromingsveld veroorzaakt een kleine verandering van de stroomsnelheid aan weerszijden van de fundering en turbulentie aan de lijszijde van de fundering. Deze veranderingen zijn echter gering. In Figuur 5.13 zijn de gemodelleerde effecten van een monopile met een diameter van 10 m op de diepte-gemiddelde stroming gepresenteerd. Er is gebruik gemaakt van het stromingsmodel Delft3D. De effecten zijn voornamelijk zichtbaar achter de constructie, waar de gemiddelde stroomsnelheden over enkele honderden meters (beperkt) afnemen van circa 0,6 m/s naar 0,55 m/s. In de directe omgeving van de funderingen zijn de afnames zeer lokaal groter (tot 0,40 m/s). Ook kunnen benedenstrooms van de fundering lokaal instabiele turbulente wervels optreden (die niet in het Delft3D model beschouwd zijn). Zijdelijks van de funderingen nemen de stroomsnelheden iets toe (om de afname in stroomsnelheid achter de funderingen te compenseren). Wanneer wordt gekeken naar het volume water dat langs de fundering stroomt, is de afname zeer klein en verwaarloosbaar. De funderingen hebben daarmee geen invloed op de gemiddelde

stroomsnelheid binnen het windpark. Daarvoor is de diameter van de fundering te klein, de ruwheid van de individuele funderingen te klein, de waterdiepte te groot, het aantal funderingen te klein en de onderlinge afstand tussen de windturbines te groot.

Figuur 5.13 Delft3D modelresultaat; effect van een paal met een diameter van 10 m op de stroomsnelheden.



De effecten van alternatief 1 met tripods zal nog kleiner zijn dan de gemodelleerde effecten van een monopile. De effecten op de waterbeweging van alternatief 2 met een gravity base fundering of suction bucket zijn groter doordat de gemiddelde diameter van het deel van de fundering dat zich onder water bevindt aanzienlijk groter is (circa 30 tot 50 m). Gelijk aan de beschouwde monopile in nemen de gemiddelde stroomsnelheden benedenstrooms van de fundering af en kunnen instabiele turbulente wervels optreden. Wanneer er meerdere van dit soort grote constructies op de zeebodem worden geplaatst kan dit effect hebben op de grootschaligere stroming door- en om het windpark heen.

Wanneer we de effecten in perspectief zetten met de algehele dynamica van de waterbeweging die ter plaatse van IJmuiden Ver voorkomt, zijn gezien de beperkte omvang en het lokale karakter, de effecten voor alternatief 1 als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Wel wordt verwacht dat een gravity base fundering of suction bucket een beperkt negatief effect kan hebben. Derhalve scoort alternatief 2 licht negatief (0/-).

Waterdiepte en bodemvormen

De veranderingen in de bodemligging worden veroorzaakt door het sedimenttransport. Het sedimenttransport wordt onder andere beïnvloed door golven, getijstroming en de waterdiepte. Gedurende de levensduur van het windpark zullen voornamelijk de migrerende zandgolven voor de grootste bodemveranderingen zorgen. Verwacht wordt dat lokaal de bodem met 1 tot enkele meters kan

veranderen. De bodemligging waar momenteel de toppen van de zandgolven aanwezig zijn zal in de komende jaren dalen, de troggen van de zandgolven zullen in de tijd opgevuld worden. Bij een typische zandgolflengte van 300 m en een migratiesnelheid van circa 2-4 m/jaar zal het circa 75-150 jaar duren voordat de bodemligging weer op het huidige niveau ligt.

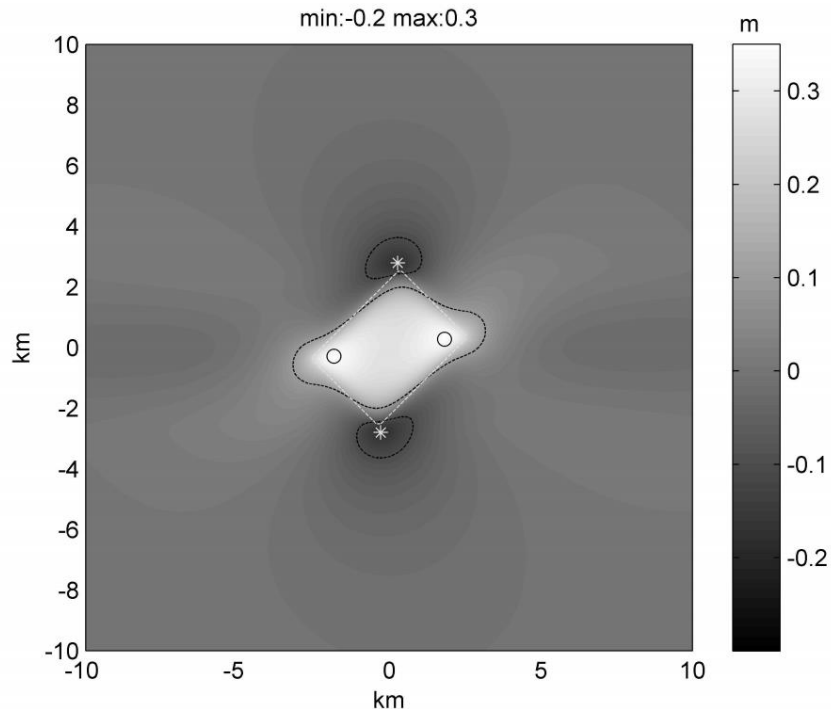
Wanneer grootschalig (op een schaal van tientallen kilometers) wordt gekeken naar de bodemligging van de Noordzee kan gesteld worden dat de bodemligging vrijwel niet verandert (Gaida et al., 2018). De exacte bodemdaling of stijging is daarnaast lastig te bepalen omdat de nauwkeurigheid van de uitgevoerde bathymetrische surveys niet voldoende is om significante effecten te kunnen kwantificeren.

Grootschalige effecten

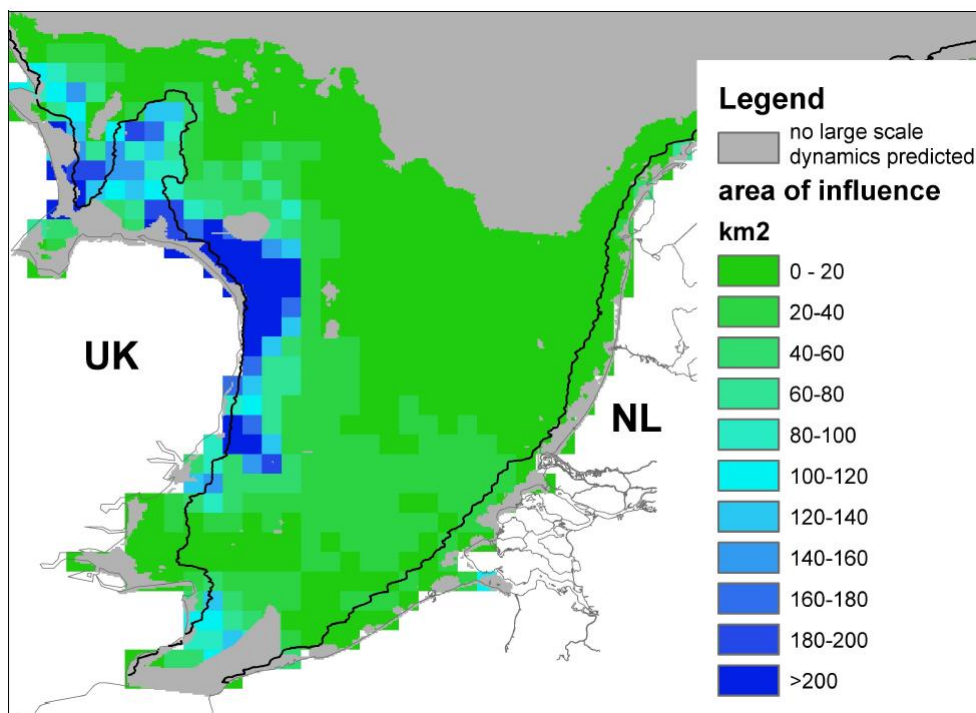
Er is nog niet veel onderzoek beschikbaar naar de grootschalige effecten van een windpark op de bodemligging. In Figuur 5.15 wordt weergegeven welke invloed een fictief windpark heeft op de morfologische ontwikkeling op lange termijn (Van der Veen, 2008). Het windpark in dit voorbeeld heeft een oppervlakte van 12 vierkante kilometer, een onderlinge afstand tussen windturbines van 500 meter en elke turbine heeft een monopile als fundatie met een diameter van 4,5 meter. De funderingen in het voorbeeld zijn gerealiseerd op 30 meter waterdiepte, in een zandbodem met een fijne gemiddelde korrelgrootte (200 μm). Zoals uit Figuur 5.15 blijkt, is de invloed op de morfologische ontwikkeling van een windpark zoals in het voorbeeld gebruikt, gering, vooral wanneer gelet wordt op de levensduur van circa 50 jaar van een windpark (in plaats van 100 jaar zoals in het onderzoek is gemodelleerd). De invloed van een windpark op de bodem is gelegen tussen een lokale toename van de waterdiepte met 0,2 meter (rondom de witte cirkels) en een lokale afname van de waterdiepte van 0,3 meter (rondom de grijze asterisken). Dit effect treedt pas op nadat de funderingen 100 jaar op de zeebodem staan. De gemiddelde stroming in windenergiegebied IJmuiden Ver is vergelijkbaar met het voorbeeld.

In Figuur 5.14 is het te verwachten invloedsgebied gepresenteerd wanneer op de Noordzee op verschillende locaties windparken worden gerealiseerd (Van der Veen, 2008). De figuur laat zien dat het invloedsgebied in het Nederlandse deel van de Noordzee gering is. Op de locatie IJmuiden Ver wordt verwacht dat bij een windpark met een grootte van circa 14 km² en 72 windturbines het invloedsgebied circa 0-20 km² is. Kavel I heeft een oppervlak van circa 80 km², het invloedsgebied zal naar verwachting ook die orde van grootte zijn.

Figuur 5.14 Invloed van een windpark (4 x 3,5 km) op de morfologische ontwikkeling na 100 jaar (Van der Veen, 2008) waarbij de windturbines op een afstand van 500 m uit elkaar staan, de stroomsnelheid maximaal 0,7 m/s is op een waterdiepte van 30 m en de bodem uit fijn zand bestaat (200 μ m)



Figuur 5.15 Invloedszone op de zeebodem bij ontwikkeling van een windpark met een grootte van 4 x 3,5 km, waarbij de (72) windturbines op een afstand van 500 m uit elkaar staan (Van der Veen, 2008)

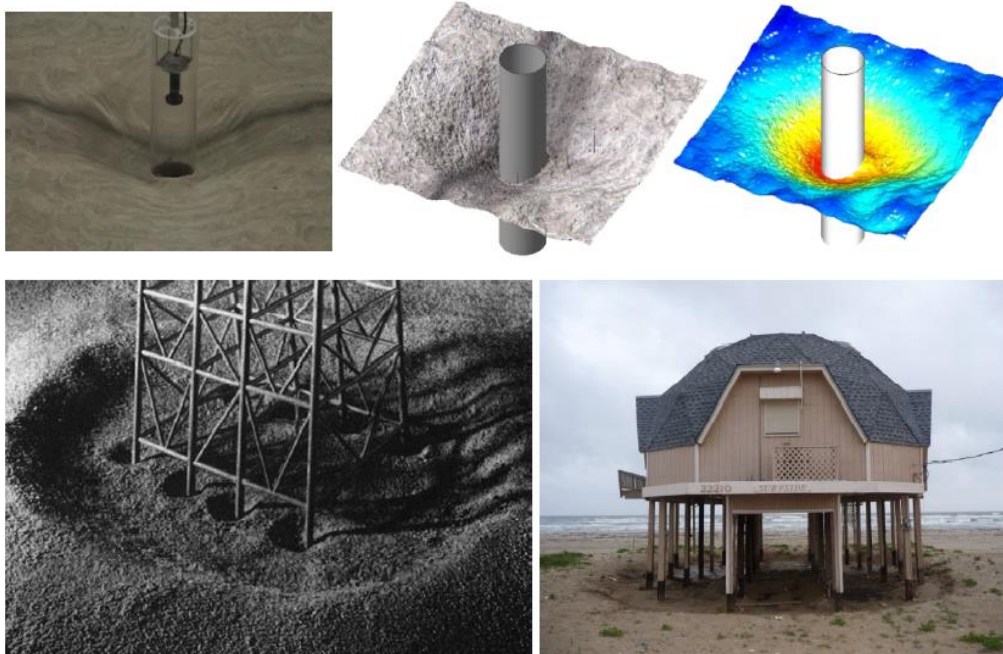


De grootschalige effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn op basis van het voorgaande en op basis van de natuurlijke veel grotere dynamiek als gevolg van bodemvorm migratie vrijwel verwaarloosbaar. De alternatieven zijn ook voor dit criterium niet onderscheidend. De effecten worden neutraal (0) beoordeeld.

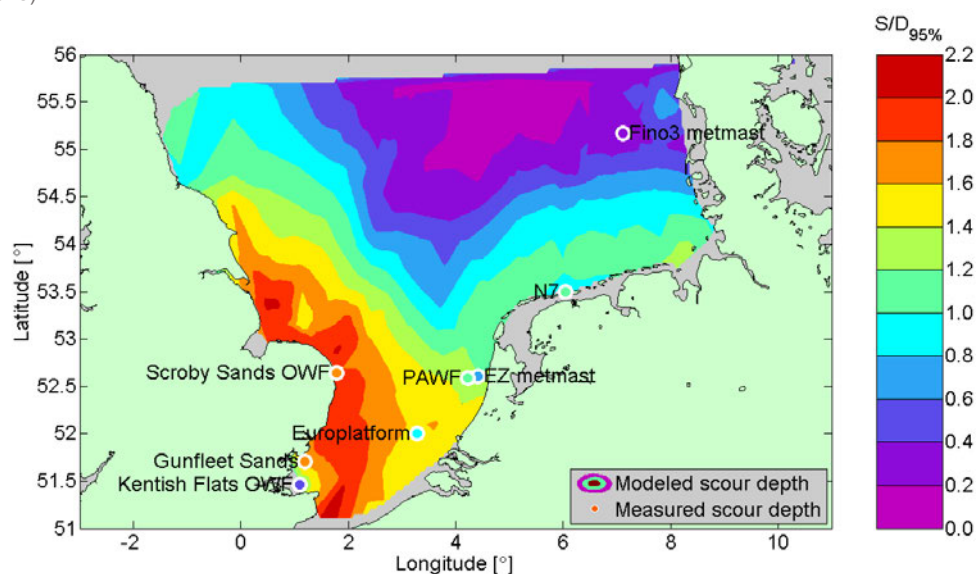
Lokale effecten

Lokaal kunnen de effecten op de bodemligging wel groot zijn. Wanneer geen bodembescherming wordt toegepast gaan ontgrondingskuilen rond de funderingen van de windturbines ontstaan (zie Figuur 5.16). De grootte en diepte van deze ontgrondingskuilen zijn afhankelijk van verschillende parameters: de grootte van de fundering, de lokale stroomsnelheden, de lokale waterdiepte, de plaatsing van de fundering op een zandgolf top of dal, en de bodemsamenstelling. In Figuur 5.17 is een kaart van de Noordzee weergegeven waarop de ontgrondingsdiepte in relatie tot de diameter van de fundering is gepresenteerd. Vergelijkbaar met worden de grootste ontgrondingskuilen verwacht langs de Engelse kust. Ter plaatse van IJmuiden Ver wordt verwacht dat de diepte maximaal circa 1,2-1,4 x de paaldiameter zal zijn. Voor de grootte van de ontgrondingskuil kan een factor van 10x de ontgrondingsdiepte worden aangehouden (Van Rijn, 2010). Wanneer rondom de fundering een bodembescherming wordt aangebracht, wat over het algemeen gedaan wordt nabij de funderingen, zal de ontgraving worden tegengegaan.

Figuur 5.16 Voorbeelden van ontgrondingskuilen die bij funderingen van windmolens kunnen ontstaan (Deltares, 2018)



Figuur 5.17 Kaart waarop de ontgrondingsdiepte versus de paaldiameter is weergegeven voor de Noordzee (Deltares, 2018)



Figuur

Het windpark heeft, als gevolg van de naar verhouding geringe diameter van de fundatie en de erosiebescherming en de grote onderlinge afstand van de windturbines, alleen in de directe omgeving van de fundatie en in het windpark geringe en lokale effecten op de bodemvormen die voornamelijk sediment herverdelen.

Bodemsamenstelling

De samenstelling van de bodem binnen het kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver is vrij uniform. De bodem bestaat uit erodeerbaar sediment, voornamelijk middelgrof zand (250-350 μm). Door de aanleg van de erosiebescherming wordt nieuw materiaal in de vorm van stortsteen geïntroduceerd. Rondom de erosiebescherming kunnen er erosiekuilen ontstaan, maar dat heeft een zeer lokaal effect op de zeebodem rondom de erosiebescherming en geen gevolgen voor de grootschalige zeebodemveranderingen. Dit blijkt ook uit onderzoek dat is gedaan naar de morfologische effecten van het Prinses Amaliawindpark (ACRB, 2013) en onderzoek dat onlangs (2018-2021) door onder andere Deltares in het JIP (Joint Industry Project) is uitgevoerd. De effecten worden daarom neutraal beoordeeld (0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

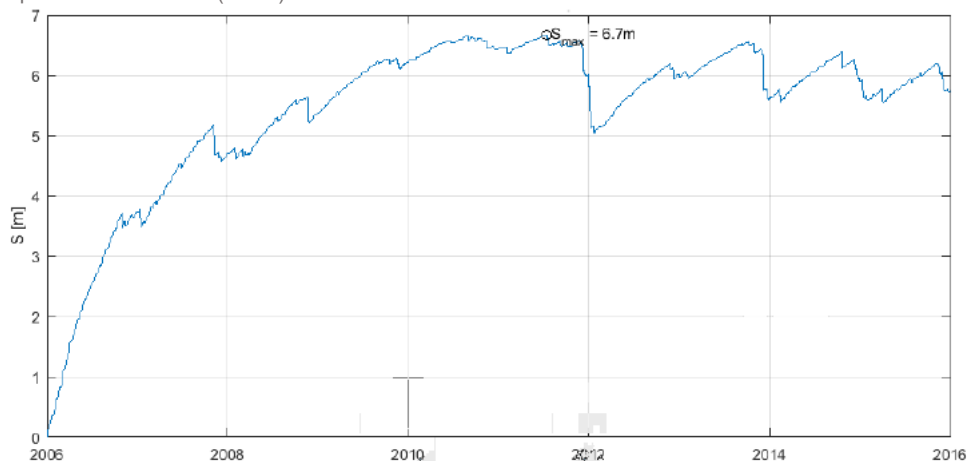
Troebelheid en waterkwaliteit

Tijdens de exploitatie van het windpark wordt geen verhoging van de troebelheid verwacht. Er vinden geen werkzaamheden plaats, die daartoe aanleiding geven. Omdat erosiebescherming (waarschijnlijk) wordt toegepast, zullen slechts beperkt erosiekuilen ontstaan rond de bodembescherming. Deze zullen bovendien zeer geleidelijk in de tijd ontstaan (tijdschaal maanden tot jaren, zie als voorbeeld Figuur 5.18).

De fijne fractie die in het sediment aanwezig is zal daardoor langzaam in suspensie komen, waardoor geen verhoging van de troebelheid plaatsvindt. Hierbij moet worden opgemerkt dat het slibpercentage lokaal hoger kan zijn (tot 25%, zie Figuur 5.8) dan het gemiddelde percentage slib in de Noordzee (2-5%), waardoor (lokaal) meer materiaal in suspensie kan komen. Het effect hiervan zal naar verwachting slechts beperkt zijn. Dit wordt versterkt door onderzoek van Floeter et al. (2017), waarin, op basis van resultaten van een vooronderzoek naar de invloed van een offshore windpark op vertroebeling, wordt geconcludeerd

dat het moeilijk is de vertroebeling die door een windpark wordt veroorzaakt te onderscheiden van natuurlijke vertroebeling.

Figuur 5.18 Gemodelleerde ontwikkeling van de diepte van een ontgrondingskuil (S) in de tijd voor een fundering op windpark Hollandse Kust (noord)



Waterkwaliteit

In de windturbines worden voorzieningen getroffen (o.a. vloeiëtdichte voorzieningen en lekbakken) om te voorkomen dat milieuverontreinigende stoffen in het zeewater terecht kunnen komen. Een eventuele verontreiniging van het water wordt dan ook niet verwacht. Het gebruik van zware metalen in opofferingsanodes die gebruikt worden als kathodische bescherming wordt niet toegestaan in het kavelbesluit. Daarmee wordt voorkomen dat bijvoorbeeld zink in het water terecht komt. In voorgaande MER-en voor windenergie op zee is uitgerekend dat mét toepassing van anodes met zink of aluminium de verhoging van de concentratie aluminium/zink in het water (in de ordegrötte van 0,002 µg/l) verwaarloosbaar is ten opzichte van de normale achtergrondconcentratie van aluminium (0,5 µg/l) of zink (0,1-2,6 µg/l). De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

Stratificatie

De gevolgen van het plaatsen van windturbines op de stratificatie zijn niet eenduidig. Het is aangetoond dat de plaatsing van een windturbine kan leiden tot een toename van turbulentie aan de lijkzijde van de fundering en dat dit (lokaal) kan leiden tot een (beperkte) afname van de stratificatie (Carpenter et al., 2016). Dit geldt met name voor gebieden waar de stratificatie al zwak is; in een sterk gestratificeerde waterkolom is de turbulente energie niet voldoende om de stratificatie te verbreken. Ook de omvang van een windpark speelt hierin een belangrijke rol. Kleine windparken, in de ordegrötte van 10 km, hebben een verwaarloosbaar effect op de grootschalige stratificatie. Bij windparken in de ordegrötte van 100 km daarentegen, kunnen de effecten significant zijn.

Het is mogelijk dat de plaatsing van windturbines zal leiden tot een (beperkte) afname van de stratificatie. Echter, omdat het gebied slechts onder beperkte invloed staat van stratificatie en de omvang van het windpark beperkt is, zijn de te verwachten effecten van het windpark op de stratificatie minimaal. De effecten worden daarom neutraal beoordeeld (0).

Sedimenttransport

Het sedimenttransport ondervindt, net als de waterbeweging, als gevolg van de grote onderlinge afstand tussen de windturbines geen invloed van het windpark. Omdat erosiebescherming wordt toegepast, zullen beperkt erosiekuilen ontstaan rond de funderingspalen. Ook dat heeft een zeer lokaal en gering effect op het sedimenttransport (ACRB, 2013). De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

Kustverdediging

De gevolgen van kavel I van IJmuiden Ver voor de kustverdediging moeten worden gezien als een combinatie van de individuele veranderingen op elk van de voorgaande criteria. Daarnaast is de invloed van deze veranderingen op de kustverdediging afhankelijk van de afstand van het windpark tot de kust. De invloed van het windpark ten aanzien van de hiervoor genoemde aspecten is zeer lokaal en gering tot verwaarloosbaar van omvang. Dit in combinatie met de grote afstand van het plangebied tot de kust (circa 60 km) betekent dat het windpark geen effect heeft op de kust, de kustverdediging en/of de maatgevende hoogwaterstand. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

5.3.2 Effecten van de aanleg en verwijdering

Golven

Bij de aanleg en verwijdering van het windpark zal door de aanwezigheid van werkschepen het golfbeeld lokaal in zeer geringe mate veranderen. Een dergelijke verandering kan worden vergeleken met de verandering die optreedt als gevolg van reguliere scheepvaart. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

Waterbeweging (waterstand en stroming)

De waterstand en de stroming zal door de aanwezigheid van werkschepen, bij de aanleg en verwijdering van het windpark, lokaal in zeer geringe (ofwel verwaarloosbare) mate veranderen. Een dergelijke verandering kan worden vergeleken met de verandering die optreedt als gevolg van reguliere scheepvaart. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

Waterdiepte en bodemvormen

Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen van de funderingen, het aanbrengen van de erosiebescherming (eventueel) en het aanleggen van de parkbekabeling de bodem tijdelijk worden verstoord. De verstoring hangt vooral samen met het egaliseren van de bodem ten behoeve van het aanbrengen van de erosiebescherming en het ingraven van de kabels. De effecten die optreden zijn lokaal en van korte duur. De effecten van een gravity based fundering zijn door de omvang van de fundering (Ø 40-50 m) en erosiebescherming (Ø 120-150 m) groter dan bij de andere funderingstypen (zie Tabel 5.2). Nadat de erosiebescherming is aangebracht zal een nieuw evenwicht ontstaan. De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) is niet wezenlijk onderscheidend voor de hydro-morfologische effecten. Bij de verwijdering van het windpark treden dezelfde soort effecten op, maar in geringere mate.

Het ingraven van de parkbekabeling leidt tot verstoring van het bodemoppervlak (de effecten van de kabels die van het park naar land lopen worden in een separaat MER onderzocht). Het verstoorde oppervlak is afhankelijk van de totale lengte van de parkbekabeling en de breedte van de strook die wordt verstoord door het ingraven van de kabel. Afhankelijk van de ingraafdiepte en de gebruikte ingraaftechniek (ploegen, trenchen of een combinatie) zal de verstoorde breedte maximaal 15 meter zijn (breedte van een trencher). Bij de verwijdering van de parkbekabeling treden minder effecten omdat de kabels veelal (afhankelijk van de diepteligging op moment van verwijdering) uit de bodem kunnen worden getrokken.

Bij toepassing van een spanning van 66 kV kunnen circa 3 turbines van 20 MW op een streng worden aangesloten⁴⁹. Dit betekent dat er 60 MW per streng kan worden aangesloten wat neer komt op 4 turbines van 15 MW (alternatief 1) per streng of 3 turbines van 20 MW (alternatief 2) per streng. Voor zowel alternatief 1 en 2 wordt daarom als uitgangspunt genomen dat in totaal 17 strengen nodig zijn. Wanneer deze uitgangspunten worden gehanteerd zal de totale lengte aan parkbekabeling (worst case) neerkomen op circa 170 ±25 km (beide alternatieven vallen binnen deze range).

Om de kans op blootspoelen zoveel mogelijk te beperken worden de strengen over het algemeen zoveel mogelijk in de troggen van de zandgolven begraven. Op deze manier kan zonder dat de kabel heel diep hoeft te worden begraven toch blootspoeling gedurende de levensduur voorkomen worden. Herbegraven van de kabels is namelijk zeer duur en onder andere TenneT hanteert zoveel mogelijk een strategie waarbij de kabels initieel diep worden begraven en zo de kans zeer klein is dat herbegraven noodzakelijk is (bury-and-forget methode). Zeer recent (2018) is er optimalisatie software ontwikkelt om in detail te bepalen wat de optimale route van de funderingen naar het transformatorplatform is waarbij de kosten als functie van prijs per meter kabel, ingraven, onderhoud, begraafdiepte, etc. wordt bepaald. De kabellengte wordt (gebaseerd op de ervaringen bij Borssele I en II) daardoor circa 20% langer dan wanneer in een rechte lijn een kabel tussen transformator en windmolen wordt aangelegd. Het (tijdelijk) verstoorde oppervlak ligt daarmee rond de 170 km x 15 m breed + 20% = 310 ha. Dit oppervlak wordt slechts kortdurend verstoord, namelijk wanneer de trencher die de kabel ingraaft voorbij rijdt. Het effect van zo'n trencher op de zeebodem is zeer beperkt (lage druk rupsbanden).

Om bovenstaande redenen zijn de effecten op waterdiepte en bodemvormen neutraal beoordeeld (0).

Bodemsamenstelling

Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen en heien van de funderingspalen, het aanbrengen van de erosiebescherming en het aanleggen van de parkbekabeling de bodem worden omgewoeld. Dit heeft resuspensie (opwoeling) van sediment tot gevolg. Dit sediment zal voor een deel met de stroom worden meegevoerd en elders weer sedimenteren. Het effect is gering in relatie tot de natuurlijke dynamiek van de bodem. Na korte tijd zal een nieuw evenwicht ontstaan. De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) is niet wezenlijk onderscheidend voor de hydro-morfologische effecten.

Door de aanleg van erosiebescherming wordt nieuw substraat in de vorm van stortsteen geïntroduceerd. De erosiebescherming wordt uitsluitend zeer lokaal (rond de fundering) toegepast. De effecten worden neutraal beoordeeld (0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

Troebelheid en waterkwaliteit

Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen en heien van de funderingspalen, het aanbrengen van de erosiebescherming en het aanleggen van de parkbekabeling tijdelijk een verhoging van de troebelheid optreden.

De hoogste vertroebeling zal optreden wanneer de kabels middels mass-flow excavation worden begraven. Bij die methodiek wordt sediment door waterjets gefluidiseerd waardoor de kabel in het sediment zakt. Er kan daarbij vanuit worden gegaan dat de gehele fijne fractie uitspoelt. Wanneer wordt verondersteld dat de kabels middels mass-flow worden begraven op een diepte van 2 m onder de zeebodem zal per meter kabel circa 5 m³ worden gefluidiseerd. Bij een percentage slib van circa 2%

⁴⁹ Tennenet. 2015. 66 kV Systems for Offshore Wind Farms. Report No.: 113799-UKBR-R02, Rev 2. 05-03-2015

(conservatief) en een dichtheid van 1600 kg/m^3 zal er dan circa 160 kg slib worden opgewerveld. Bij een conservatieve begraafsnelheid van 3 m/minuut is dit 640 kg/minuut. Lokaal zal de concentratie slib daardoor verhogen maar wanneer op grotere schaal wordt gekeken neemt de concentratie in de slibpluim snel af. Op een afstand van 500 m zal deze gereduceerd zijn tot een diepte-gemiddelde concentratieverhoging van circa 8 mg/l (aangenomen pluimbreedte 100 m, diepte 25 m, stroomsnelheid 0,5 m/s). Deze verhoging treedt alleen op tijdens het begraven. Na aanleg zal de concentratie verhoging niet meer aanwezig zijn. Gezien het lage slibgehalte van de bovenste 5 meter zeebodemsediment ($< 2\%$) zal veel van het opgewoelde sediment snel weer bezinken. Ook uit modelberekeningen voor de BritNed kabel (Royal Haskoning, 2005) is gebleken dat de gemiddelde lokale toename aan zwevend stof bij trenchen beneden de 5 mg/l ligt met maxima van circa 20 mg/l.

Deze verhoging van de troebelheid valt ruimschoots binnen de grenzen van de natuurlijke dynamiek van de Noordzee. De troebelheid van zeewater is in normale situaties ongeveer 4-5 mg/l (zie tevens Figuur 5.9), maar kan tijdens storm lokaal oplopen tot 1.000 mg/l. Het totale effect is klein omdat het effect zeer lokaal en gedurende een korte periode optreedt. Bij de verwijdering van de parkbekabeling kunnen de kabels veelal (afhankelijk van de diepteligging op moment van verwijdering) uit de bodem worden getrokken waardoor minder vertroebeling optreedt.

Bij een gravity based fundering wordt met een sleephopperzuiger een put gegraven van circa $50 \times 50 \times 4 \text{ m}$ (lengte x breedte x diepte), waarin grind wordt gestort. Hierop zal de gravity based fundering worden geplaatst, waarna vervolgens de put rondom de fundering weer wordt vol gestort. Tijdens het graven en vullen van deze putten zal de troebelheid toenemen door de verhoogde slibconcentratie. Ook hier is sprake van een lokaal en tijdelijk effect.

De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) en de begraafwijze van de kabels (trenchen, jetten of mass-flow excavation) is niet wezenlijk onderscheidend voor de effecten. Dit geldt ook voor het verwijderen van de gravity based fundering; ook hier zijn de effecten gering. De effecten worden om bovenstaande redenen neutraal beoordeeld (0). Bij de beoordeling is, gezien de geringe omvang en tijdelijke aard van de effecten, geen onderscheid gemaakt tussen de alternatieven.

Stratificatie

De grootschalige stratificatie zal, indien deze aanwezig is, slechts beperkt worden verstoord tijdens de aanleg en verwijdering van het windpark. Lokaal kunnen grotere effecten optreden, al zal dit door de relatief korte tijdspanne waarin de werkzaamheden plaatsvinden, niet leiden tot significante effecten. De effecten worden als neutraal beoordeeld (0).

Sedimenttransport

Het sedimenttransport zal, door de verhoging van de troebelheid bij de aanleg en verwijdering van het windpark, een beperkte verhoging vertonen door het extra transport van opgewoeld sediment. Dit geldt met name voor het alternatief waarbij een gravity based fundering wordt toegepast (zie troebelheid en waterkwaliteit). Deze verhoging valt binnen de grenzen van de natuurlijke dynamiek. De effecten worden neutraal beoordeeld (0). Bij de beoordeling is, gezien de geringe omvang en tijdelijke aard van de effecten, geen onderscheid gemaakt tussen de alternatieven.

Kustverdediging

De gevolgen van aanleg en verwijdering van het windpark voor de kustverdediging moeten worden gezien als een combinatie van de individuele veranderingen op elk van de voorgaande criteria. Daarnaast is de

invloed van deze veranderingen op de kustverdediging afhankelijk van de afstand van het windpark tot de kust. De invloed van de aanleg (en verwijdering) van het windpark ten aanzien van de hiervoor genoemde aspecten is zeer lokaal en verwaarloosbaar. Dit in combinatie met de grote afstand van het plangebied tot de kust (circa 60 km) betekent dat de aanleg en verwijdering van het windpark geen effect heeft op de kust, de kustverdediging en/of de maatgevende hoogwaterstand. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

5.3.3 Effecten van onderhoud

Er wordt naar gestreefd om per windturbine één keer per jaar gepland preventief onderhoud uit te voeren. Het onderhoud wordt zoveel mogelijk gebundeld en zal bij voorkeur in de zomermaanden plaatsvinden. Afhankelijk van het type werkzaamheden zal het onderhoud met één of meerdere onderhoudsschepen worden uitgevoerd. Te gebruiken en vrijkomende materialen (bijvoorbeeld olie en vetten) worden geconditioneerd aangevoerd, toegepast en afgevoerd. Hiermee wordt voorkomen dat deze stoffen in het milieu terechtkomen. Het onderhoud heeft geen effect op de beoordelingscriteria. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

5.4 Effectbeoordeling

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, het gebruik, de verwijdering en het onderhoud van het geplande windpark en de kabels zijn zeer beperkt van omvang. Daarnaast zijn de effecten tijdens de aanleg en verwijdering tijdelijk van aard. De veranderingen, voor zover deze optreden, zijn zeer gering in vergelijking met de natuurlijke dynamiek van het gebied. Door de relatief geringe afmetingen van de funderingspalen, de relatief grote onderlinge afstand tussen de windturbines en het aantal windturbines gaat het om zeer lokale veranderingen. De invloed beperkt zich tot de directe omgeving van de funderingspalen en het parkbekabelingtracé en is van tijdelijke aard. Alleen bij een gravity based en suction bucket fundering zijn de effecten als gevolg van de grotere dimensies van de fundering iets groter en scoort daarmee licht negatief. In Tabel 5.3 zijn de effecten van het windpark en het kabeltracé (interne bekabeling) weergegeven.

Tabel 5.3 Effectbeoordeling morfologie en hydrologie.

Aspect (gedurende aanleg, onderhoud en exploitatie)	Alternatief 1 (15 MW)	Alternatief 2 (20 MW)
Golven	0	0
Waterbeweging (waterstand en stroming)	0	0/-
Waterdiepte en bodemvormen	0	0
Bodemsamenstelling	0	0
Troebelheid en waterkwaliteit	0	0
Stratificatie	0	0
Sedimenttransport	0	0
Kustverdediging	0	0

5.5 Cumulatie

Uit de effectbeschrijving blijkt dat er geen wezenlijke effecten optreden. Alle effecten zijn zeer lokaal en verwaarloosbaar. Daarnaast zijn de effecten tijdens aanleg, onderhoud en verwijdering zeer tijdelijk. Bij de

eventuele verdere invulling van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen nagenoeg dezelfde lokale, tijdelijke en verwaarloosbare effecten optreden.

Op het schaalniveau van het windenergiegebied IJmuiden Ver zal het effect op morfologie en geologie neutraal zijn. Uit recente studies is echter gebleken dat zeer grootschalige ontwikkeling van windenergie op de Noordzee mogelijk effect kan hebben op (het mengen van) stratificatie (Carpenter 2016, Van Duren et al. 2021) en de waterbeweging en morfologie (Van der Veen 2008, Boon et al. 2018). In welke mate de effecten ten aanzien van deze aspecten optreden en welke doorwerking dit heeft op overige geologische en ecologische processen is echter hoogst onzeker, onder andere vanwege de onzekerheden die met de modelvoorspellingen en de beschikbare onderliggende data gemoeid gaan (Van Duren et. al 2021).

Daar komt bij dat de veranderingen op het gebied van hydro-morfologie zeer beperkt zijn, veelal van korte duur en 1 a 2 ordes kleiner dan de natuurlijke variatie in de hydro-morfologie.

De effecten ten aanzien van cumulatie op het niveau van het windenergiegebied IJmuiden Ver worden dan ook als neutraal beoordeeld (0).

5.6 Mitigerende maatregelen

Er treden bij geen van de beoordelingscriteria wezenlijke effecten op. Alle effecten zijn zeer lokaal en verwaarloosbaar. Daarnaast zijn de effecten tijdens aanleg, onderhoud en verwijdering zeer tijdelijk. De noodzaak van mitigerende maatregelen is dan ook niet aanwezig.

5.7 Leemten in kennis

Er is nader onderzoek nodig ten aanzien van de mogelijke effecten op stratificatieprocessen en waterbeweging van een grootschalige (internationale) ontwikkeling van windenergie op de Noordzee. In Van Duren et. al 2021 is reeds een goede aanzet gedaan voor het gecumuleerd in kaart brengen van de ontwikkelingen van windparken op de Noordzee. Zij geven echter een aantal belangrijke aanbevelingen om nader onderzoek naar de gecumuleerde effecten uit te voeren. De daadwerkelijke impact op de stratificatieprocessen en waterbeweging in de Noordzee van ontwikkelingen op het Nederlands continentaal plat zijn niet eenduidig te benoemen.

6 Vogels en vleermuizen

6.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de mogelijke effecten voor vogels en vleermuizen. Het hoofdstuk maakt gebruik van informatie uit het rapport dat door Bureau Waardenburg is opgesteld en dat in bijlage 4. Daarnaast heeft Bureau Waardenburg specifiek voor de Jan-van-gent een aanvullende analyse gedaan naar het aantal slachtoffers op basis van recent gemodelleerde vogeldichtheden (Waggitt et al. 2020) en recent verworven data voor locatie-specifieke uitwijkpercentages van Jan-van-gent (bijlage 5). Dit hoofdstuk is te beschouwen als een samenvatting van beide rapportages van Bureau Waardenburg. Voor meer informatie en achtergronden wordt verwezen naar deze rapporten.

In paragraaf 6.2 wordt beschreven welke alternatieven worden beschouwd in dit hoofdstuk. Paragraaf 6.3 geeft het kader voor de beoordeling weer. Paragraaf 6.4 geeft een beschrijving van de huidige situatie en autonome ontwikkeling, waarna in paragraaf 6.5 de effectbeschrijving aan bod komt. Vervolgens komen in respectievelijk paragraaf 6.6, 6.7 en 6.8 de conclusie, cumulatie en mitigerende maatregelen aan de orde. Paragraaf 6.9 en 6.10 sluiten af met leemten in kennis en grensoverschrijdende effecten.

De toetsing aan de Wet natuurbescherming (Wnb) gebeurt voor soorten in bijlage 8 en voor gebieden in bijlage 9 (Passende Beoordeling).

6.2 Te beschouwen alternatieven/bandbreedte

In kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver worden windturbines met een totale maximale capaciteit van 1 GW gebouwd. De vergunninghouder kan in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie, binnen de bandbreedte die is aangegeven in het kavelbesluit. Om tot een goede inschatting te komen van de effecten van mogelijke initiatieven binnen de kavel worden de effecten op vogels en vleermuizen bepaald voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbintypes (zie Tabel 6.1). Deze specificaties garanderen een worst case benadering van effecten. Daarbij gaat het met name om het verschil in rotordiameter (minimum 236 en maximum 280 meter) en het verschil in aantal turbines (minimaal 50 en maximaal 67 turbines).

Tabel 6.1 Kenmerken van de te onderzoeken alternatieven voor vogels en vleermuizen

Alternatief	Turbine vermogen	Aantal turbines	Indicatief MW	Turbine tiplaagte (m)	Ashoogte (m)	Rotordiameter (m)
Worst-case	15	67	1.000	25	143	236
Best-case	20	50	1.000	25	165	280

Uitgangspunt is dat de turbines driebladig zijn, zoals de gangbare techniek momenteel is. Om ook het effect van tweebladige turbines in beeld te brengen, wordt ook een paragraaf specifiek aan tweebladige turbines besteed.

6.3. Beoordelingskader

De beoordeling van effecten van de verschillende alternatieven is erop gericht om op een gestructureerde manier inzicht te geven in de effecten van de installatie, het gebruik en het verwijderen van windparken volgens de voorgestelde configuratie (exclusief kabeltracés). De uitgangspunten voor het beoordelingskader zijn:

- goede aansluiting bij nationaal en internationaal natuurbeleid (zie ook paragraaf 2.1 en 2.2 van dit MER);
- goede aansluiting bij nationale en internationale wet- en regelgeving;
- eenduidige en herkenbare eenheden, waar mogelijk gekwantificeerd;
- heldere plaatsing van de effecten van het voorgenomen park in cumulatie met effecten van andere parken en ontwikkelingen.

Naast dat windparken effecten op vogels hebben in de gebruiksfase, kunnen ook tijdens de aanleg en verwijdering van turbines effecten optreden. In onderhavig hoofdstuk worden de effecten van twee windparkalternatieven in kavel I behandeld tijdens deze drie verschillende stadia. Er wordt onderscheid gemaakt in drie groepen vogels:

- niet-broedende lokale zeevogels;
- broedende (kolonie)vogels;
- vogels op seizoenstrek.

Ook wordt het effect beschouwd op vleermuizen tijdens de aanleg-, gebruiks- en verwijderingsfase. Voor het beoordelingskader vogels en vleermuizen zie Tabel 6.2.

Tabel 6.2 Beoordelingskader vogels en vleermuizen

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
VOGELS	
<u>Aanleg windpark (constructiefase)</u>	
Verstoring aanleg fundering	Aantal verstoorde vogels
Verstoring door scheepvaart	Aantal verstoorde vogels
<u>Gebruik windpark (operationele fase)</u>	
Lokaal verblijvende niet-broedvogels	
Aanvaringsrisico	Aantal vogelslachtoffers
Barrièrewerking	Kwalitatief effect van omvliegen
Habitatverlies	Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers
Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines, onderhoud en habitatverandering door veranderd gebruik	Aantal verstoorde vogels
Broedende (kolonie)vogels	
Aanvaringsrisico	Aantal vogelslachtoffers
Barrièrewerking	Kwalitatief effect van omvliegen

Habitatverlies	Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers ⁶⁰
Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud	Aantal verstoorde vogels
Vogels op seizoenstrek	
Aanvaringsrisico	Aantal vogelslachtoffers
Barrièrewerking	Aantal kilometers omvliegen
Habitatverlies	Aantal km ² van het foerageergebied
Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud	Aantal verstoorde vogels
Verwijdering windpark (verwijderingsfase)	
Verstoring door verwijderen kabeltracé en fundering	Aantal verstoorde vogels
Verstoring door scheepvaart	Aantal verstoorde vogels
VLEERMUIZEN	
Aanvaringsrisico	Aantal vleermuisslachtoffers
Barrièrewerking	Kwalitatief effect van omvliegen
Habitatverlies	Aantal km ² van het foerageergebied
Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud (tijdens zowel aanleg-, exploitatie- en verwijderingsfase)	Kwalitatief effect van aanwezigheid windturbines en onderhoud

Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een +/- score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit Tabel 6.3 gehanteerd. Indien de effecten marginaal zijn, wordt dit in de voorkomende gevallen aangeduid met 0/+ (marginaal positief) of 0/- (marginaal negatief).

Tabel 6.3 Scoringstabel voor effecten

Score	Effect	Gevolgen
++	Sterk positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden.
+	Positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden.
0	Neutraal effect	Voorgenomen ingreep onderscheidt zich niet wezenlijk van de referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of effecten op doelen van beschermde gebieden.
-	Negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn mogelijk.
--	Sterk negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn waarschijnlijk.

6.4 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

Om te beoordelen in welke mate een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver effect heeft op vogelwaarden, is het nodig om te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken. Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels en trekvogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold et al. 2015, Rijkswaterstaat 2015, Van der Wal et al. 2015, Rijkswaterstaat 2016) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi et al. 2018b, Van der Wal et al. 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek et al. 2022b).

Daarvoor zijn de volgende bronnen gebruikt:

- Gegevens die zijn verzameld in het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands), waarvoor de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren wordt geteld (o.a. Arts, 2013, Fijn et al. 2018) en diverse Europese tellingen die zijn samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) database (Tasker et al, 1984, Reid & Camphuysen 1998, Leopold et al, 2012);
- Data van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn et al. 2012, 2015a).

Zoals aangegeven zijn er voor de jan-van-gent nieuwe dichtheidskaarten gehanteerd op basis van Waggitt et al. (2020), zie ook bijlage 5).

In vergelijking met vogels is er weinig bekend over de populatiegroottes van vleermuizen. De schatting van de populatie van ruige dwergvleermuizen dat over de Noordzee migreert heeft een zeer grote bandbreedte (100-1.000.000; Limpens et al. 2017). Waar de vleermuizen die over de Noordzee trekken precies vandaan komen is niet bekend (Rijkswaterstaat 2015). Het European Topic Centre on Biological Diversity (2021) geeft een overzicht van schattingen en trends van vleermuispopulaties in landen van de Europese Unie (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>). Gegevens van deze databank zijn gebruikt om populatiegroottes te bepalen. In het KEC (Rijkswaterstaat 2015, 2019) zijn alle beschikbare waarnemingen van vleermuizen boven het zuidelijke Noordzeegebied gepresenteerd en ook in voorliggend rapport verwerkt.

6.4.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 6.4 geeft de geïnterpoleerde dichtheden van vogels in Kavel I van IJmuiden Ver weer. Deze dichtheden zijn bepaald op basis van de MWTL-/ESAS/K14 -tellingen conform Rijkswaterstaat (2015) voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk, en conform Potiek et al. (2022b) voor de andere soorten. Voor de jan-van-gent zijn recent gemodelleerde vogeldichtheden gehanteerd (Waggitt et al. 2020).

Tabel 6.4 Geïnterpoleerde dichtheden (aantallen per km²) van vogels in Kavel I van IJmuiden Ver. Voor de jan-van-gent wordt verwezen naar bijlage 5 van dit MER.

soort	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0	0	0	0	0	0
alk	2,3	0	0	0	0,5	1,1
drieteenmeeuw	1,1	1	0,4	0,1	1,3	0,9

du kers	0	0	0	0	0	0
dwergmeeuw	0,1	1,3	0	0	0	0
dwergster	0	0	0	0	0	0
eider	0	0	0	0	0	0
fuut	0	0	0	0	0	0
grauwe pijlstormvogel	0	0	0	0	0	0
grote jager	0	0	0	0,1	0	0
grote mantelmeeuw	0,3	0	0	0,1	0,2	0,3
grote ster	0	0,2	0	0	0	0
grote zee-eend	0	0	0	0	0	0
jan-van-gent	-	-	-	-	-	-
kleine alk	0	0	0	0	0	0
kleine jager	0	0	0	0	0	0
kleine mantelmeeuw	0,2	0,4	0,7	0,2	0,2	0
kokmeeuw	0	0	0	0,1	0	0
kuifaalscholver	0	0	0	0	0	0
noordse pijlstormvogel	0	0	0	0	0	0
noordse stormvogel	0,8	0,4	0,3	0,4	0,3	0,6
papegaaiduiker	0,1	0	0	0	0	0
stormmeeuw	0,1	0	0	0	0	0,1
stormvogeltje	0	0	0	0	0	0
vaal stormvogeltje	0	0	0	0	0	0
visdief/noordse ster	0	0,1	0	0,1	0	0
zeekoet	3,3	2,3	0,1	0,4	2,6	3,4
zilvermeeuw	1,2	0,1	0	0	0,2	0,5
zwarte zee- eend	0	0	0	0	0	0

6.4.2 Broedende (kolonie) vogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied IJmuiden Ver broeden geen vogels, echter diverse soorten die broeden aan de kust komen tijdens (dagelijkse) foerageervluchten op zee in het gebied tijdens het broedseizoen. Per soort wordt in Tabel 6.5 aangegeven of de soort in aanvaring kan komen met windturbines in de kavel qua afstand tot de broedplaats. Voor de onderbouwing wordt verwezen naar bijlage 4, waar de vraag wordt beantwoord of het relevant is voor de soort aanvaringslachtoffers te berekenen of dat de aanwezigheid van de koloniesoort te verwaarlozen is (in het kader van de Wet natuurbescherming). Het gaat hier om kolonievogels en niet om vogels tijdens seizoenstrek.

Tabel 6.5 Aanvaring vogels met windturbines in relatie tot broedplaats

Soort	Kan de soort uit beschermde kolonies in aanraking komen met turbines in kavel?	Relevant om aanvaringslachtoffers van de kolonievogels te bepalen in het kader van de Wet natuurbescherming?
jan-van-gent	Ja, de Natura 2000-kolonies Bempton Cliffs, Flamborough and Filey Coast kunnen kavel I in theorie bereiken. Echter, dit kan als zeer incidenteel worden beschouwd.	Nee
aalscholver	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
noordse stormvogel	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
drieteenmeeuw	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
kokmeeuw	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
stormmeeuw	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
kleine mantelmeeuw	Ja, de Natura 2000-kolonies in de Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee kunnen kavel I bereiken.	Ja
zilvermeeuw	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
grote mantelmeeuw	Kavel I is te bereiken, maar de kolonies liggen niet in beschermd natuurgebied.	Nee
dwergstern	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
noordse stern	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
visdief	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
grote stern	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
zeekoet	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee
alk	Nee, kavel I ligt buiten bereik van beschermde kolonies.	Nee

In het kader van de soortbescherming van de Wet natuurbescherming worden ook aanvaringslachtoffers berekend, zie bijlage 8.

6.4.3 Vogels tijdens seizoenstrek

Soortenspectrum

Over de Noordzee trekken jaarlijks vele miljoenen vogels, waaronder typische zeevogels maar ook landvogels onderweg van broedgebieden naar overwinteringsgebieden en vice versa (o.a. Lensink & Van der Winden 1997, Exo et al 2002, LWT/SOVON 2002, Krijgsveld et al 2011, Hill et al 2014). Boven windenergiegebied IJmuiden Ver trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie

hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In Tabel 6.6 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten die in het windenergiegebied verwacht worden. Bovendien wordt vliegrichting en de vlieghoogte aangegeven.

Tabel 6.6 Overzicht van meest voorkomende soorten in drie trekgroepen boven windenergiegebied IJmuiden Ver:

soort	voorkomen*	vliegrichting**	vlieghoogte***
zeevogels			
noordse stormvogel	2	1	-^
jan-van-gent	2	1	+
grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
Grote stern	3	2	+
zeekoet	3	1	-^
alk	3	1	-^
kustvogels			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	-^
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
Steltlopers (zoals rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier)	1	2	-
'land' vogels (zang- en watervogels)			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kufeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^

soort	voorkomen*	vliegrichting**	vlieghoogte***
zilverplevier	1	2/3	- / ^
kievit	1	2/3	- / ^
watersnip	1	3	- / ^
houtsnip	1	3	- / ^
koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
veldleeuwerik	1	2/3	-
graspieper	1	2/3	-
roodborst	1	2/3	-
vink	1	2/3	-

* 1 = in lage aantallen..., 2 = middelhoge aantallen..., 3 hoge aantallen t.o.v. totale trekstroom

** 1 = Noord >> Zuidwest v.v., 2 = Noordoost >> Zuidwest v.v., 3 = West >> Oost v.v.

*** - = kleine fractie van totale trek op rotorhoogte, +/- = gemiddelde fractie, + = grote fractie op rotorhoogte, ^ = meest vlak boven zee onder rotorhoogte

Vliegintensiteit

Specifieke trekbanen of zogeheten 'migration corridors' met hogere trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen alle zeevogels hier breedfront trek vanuit het Kanaal de Noordzee op en vice versa.

Landvogels kunnen naast deze noord-zuid trekrichting ook een oost-west trekrichting tussen de Britse Eilanden en het Europese continent. Voor landvogels is in Tabel 6.7 een schatting gegeven van de flux (aantal vogels dat passeert).

Tabel 6.7 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km op rotorhoogte in windenergiegebied IJmuiden Ver, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Fijn et al. (2012) rond K14. Hiervoor is de meeste soortgroepen uitgegaan van fracties op rotorhoogte uit Wright et al. (2012). Voor zangvogels zijn twee alternatieven van IJmuiden Ver vermeld (alternatief 1 = 143 m ashoogte en 236 m rotordiameter, alternatief 2 = 165 m ashoogte en 280 m rotordiameter).

Soortgroep	Fractie van totale flux op K14	Aantalsschattingen op rotorhoogte per strekkende kilometer		
		K14	IJmuiden Ver alternatief 1	IJmuiden Ver alternatief 2
ganzen en zwanen	0,006	~1.000	cf. K14	cf. K14
eenden	0,001	~60	cf. K14	cf. K14
reigers	0	0	cf. K14	cf. K14
roofvogels en uilen	0,0005	~100	cf. K14	cf. K14
steltlopers	0,003	~300	cf. K14	cf. K14
zangvogels overdag	0,20		~19.000	~20.000
zangvogels nacht	1		~100.000	~108.000
zangvogels totaal			~118.000	~128.000

Voor het windenergiegebied IJmuiden Ver geldt dat het waarschijnlijk dermate ver op zee ligt dat het voorkomen van kustvogels verwaarloosbaar is, en dat voornamelijk zeevogels en breed-front trek van landvogels relevant zijn.

Vliegrichtingen

In het najaar vliegen trekvogels van het vaste land naar de Britse Eilanden in het westen, terwijl in het voorjaar de trekstroom de andere kant op gaat. Daarnaast vliegen grote aantallen trekvogels in het najaar naar het zuiden vanuit de noordelijke Noordzee en Scandinavië respectievelijk het Kanaal in of naar Zuid(west) Europa. In het voorjaar gaan deze de andere kant op. In bijlage 4 en Tabel 6.6 is voor de verschillende groepen trekvogels de vliegrichting onderscheiden.

Vlieghoogtes

Seizoenstrek van zeevogels gebeurt eigenlijk onder bijna alle omstandigheden, echter een gunstige wind ten opzichte van de trekrichting is van invloed op de trekintensiteit van de meeste soorten. Van de soorten in deze groep is bekend dat ze in grote aantallen op lage hoogten vliegen (onder de 100 m, maar meestal veel lager), en daarmee zijn bij windturbines met hogere tiplaagtes in het algemeen minder aanvaringsslachtoffers te verwachten dan bij lagere tiplaagtes. Echter, het is ook bekend dat duikers, meeuwen, jagers en sterns op trek op honderden meters hoogte kunnen vliegen en daarmee buiten het bereik van rotoren van windturbines op zee blijven. In bijlage 4 en Tabel 6.6 is voor de verschillende groepen trekvogels de vlieghoogte onderscheiden.

6.4.4 Vleermuizen

Lokale vleermuizen

De maximale foerageerafstand vanaf de kust van lokale vleermuizen als watervleermuis, rosse vleermuis en meervleermuis ligt onder de 10 kilometer en gezien de afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de kust is uitgesloten dat er in het windenergiegebied foerageervluchten worden gemaakt. Aanvaringsslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder niet behandeld in dit MER.

Vleermuizen tijdens seizoenstrek

Lange-afstand migratie is voor rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis goed gedocumenteerd. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische Staten en Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell et al. 2014). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen, hetgeen duidt op breedfronttrek. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire et al. 2012). Tijdens deze trek steken de dieren ook grote meren, de Oostzee en de Noordzee over. Zo is migratie tussen Engeland en de Baltische Staten zes keer en tussen Nederland en Engeland één keer bewezen voor de ruige dwergvleermuis (Bat Conservation Trust, 2017).

In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén et al. 2009, Petersen et al. 2014a). In de periode tussen 1988 en 2007 werden 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee, in 76% van de gevallen ruige dwergvleermuis, en deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld et al. 2021, 2022). In sommige windparken in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink et al, 2013, Lagerveld et al. 2014, 2022). Het is zeer waarschijnlijk dat het bij deze opnames om migrerende vleermuizen gaat.

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink et al. 2013, Lagerveld et al. 2015). Deze parken liggen dicht bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 95% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen en een paar procent uit rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestaat uit tweekleurige vleermuizen, bosvleermuis, noordse vleermuis, laatvlieger en gewone dwergvleermuis.

Op basis hiervan kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers van de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis vallen en daarom wordt hieronder een populatieschatting van deze soorten gegeven. Andere soorten zijn slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee waargenomen. Aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark) en deze soorten worden daarom niet behandeld in dit MER.

Ruige dwergvleermuis

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nog nooit systematisch bestudeerd. Door Limpens et al (2016) is een schatting gemaakt van het aantal ruige dwergvleermuizen dat jaarlijks over de zuidelijke Noordzee trekt. Ze kwamen uit op 40.000 dieren (100 – 1.000.000). Het Kennisdocument Ruige dwergvleermuis schat de aantallen in de trektijd, in het najaar, op 50.000 tot 100.000 dieren (BIJ12, 2017), maar het is onduidelijk waar deze schatting op gebaseerd is.

De meest waarschijnlijke herkomst van trekkende ruige dwergvleermuizen boven de Noordzee is te vinden in de Baltische Staten, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië en Rusland. Op basis van deze kennis worden in Tabel 6.8 een populatieschattingen, zover bekend voor deze landen, weergegeven.

Tabel 6.8 Grootte van bronpopulaties van ruige dwergvleermuizen in omliggende landen (bron: European Topic Centre on Biological Diversity); N/A = niet bekend.

Herkomst	Populatieschatting
Nederland	3.500
Duitsland	121.000
Verenigd Koninkrijk	1.000
Polen	29.000
Estland	47.000
Litland	60.000
Denemarken	N/A
Rusland	N/A

Rosse vleermuis

Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in eind augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen die ver uit de kust waargenomen zijn, niet afkomstig zijn uit Engelse of Nederlandse populaties. De meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee zijn de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in Tabel 6.9 populatieschattingen en trends, voor zover bekend voor deze landen, weergegeven.

Tabel 6.9 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van rosse vleermuizen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (bron: European Topic Centre on Biological Diversity). N/A = niet bekend; + is toenemend; = is stabiel.

Herkomst	Populatieschatting	Trend
Duitsland	N/A	+
Polen	50.000	=
Estland	N/A	+
Letland	5.000 – 10.000	N/A
Litouwen	N/A	=
Denemarken	N/A	N/A
Finland	N/A	N/A
Zweden	55.000 – 95.000	=

6.5 Effectbeschrijving

In deze effectbeschrijving wordt eerst in z'n algemeenheid ingegaan op mogelijke effecten van windturbines op vogels en vleermuizen (6.5.1). Vervolgens worden de effecten op vogels tijdens de aanleg en verwijdering van windturbines in kavel I beschreven (6.5.2). In paragraaf 0 wordt ingegaan op de berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers in de gebruiksfase, waarna de effecten in de gebruiksfase voor lokaal verblijvende soorten (6.5.4), kolonievogels (6.5.5) en vogels tijdens seizoenstrek (6.5.6) worden beschreven. De effecten op vleermuizen komen in paragraaf 6.5.7 aan bod en in 6.5.8 wordt ingegaan op effecten van tweebladige in plaats van driebladige turbines.

6.5.1 Algemeen

Hoofdstuk 3 in bijlage 4 beschrijft de beschikbare kennis omtrent de effecten van windparken op zee op vogels en vleermuizen. Voor meer informatie wordt naar die bijlage verwezen.

Vogels

In het algemeen kunnen er vier hoofdeffecten van windturbines op zee op vogels worden onderscheiden:

- Aanvaringen
 - effecten op passerende (lees: vliegende) vogels, kortweg aanvaringsrisico's genoemd. Vogels kunnen met de rotor of de mast van de windturbine in aanraking komen en gewond raken of sterven. Dit gevaar is 's nachts het grootst, met name in donkere of mistige nachten. Ook kunnen vogels in het zog achter de windturbine gedesoriënteerd of uit balans raken en daardoor in aanvaring komen met objecten.
- Barrièrewerking
 - vogels verleggen hun vliegpaden om aanvaringsrisico's te vermijden. Indien hierdoor stukken gebied niet meer gebruikt kunnen worden, vormen de windturbines een barrière op een vliegroute of trekbaan met verhoogde energetische uitgaven tot gevolg.
- Habitatverlies
 - effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats, kortweg ook wel "verstoring" genoemd. Vogels verlaten als gevolg van de aanwezigheid van een (draaiende) windturbine een bepaald gebied rond de windturbine dan wel het windpark. De verstoringafstand verschilt per soort. Dit leidt er toe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat.
- Indirecte effecten

- o De constructie en exploitatie van een windpark op zee veroorzaken daarnaast diverse veranderingen van de lokale habitat. Dit heeft gevolgen voor de daar levende vogels. Empirische gegevens zijn (nog) niet beschikbaar, maar op basis van resultaten uit diverse onderzoekslijnen aan verschillende diergroepen zijn enkele effecten te verwachten.

Alle bovengenoemde effecten doen zich voor tijdens de diverse fasen van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver:

- Aanlegfase - aanleg van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- Operationele fase - aanwezigheid masten, draaien van windturbines en onderhoud en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- Verwijderingsfase - verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen.

Eén van de eerste monitoringsprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels werd vanaf ongeveer 2000 uitgevoerd in Denemarken naar aanleiding van de bouw van de parken Horns Rev I en Nysted. In de loop der jaren volgden onderzoeksprogramma's in Nederland, Duitsland, België, Zweden en de UK.

Om tot een effectbeschrijving te komen voor een windpark in windenergiegebied IJmuiden zijn de resultaten van bovengenoemd onderzoek gebruikt in deze paragraaf. Aanvullend is soms ook gebruik gemaakt van onderzoek aan windturbines op land of in kustwateren om kennislacunes op zee te kunnen vullen. Een samenvatting van de belangrijkste resultaten wordt gegeven in Tabel 6.10. Doordat elke windparklocatie anders is in de aanwezigheid en het gebruik van het gebied door vogels, zijn de onderstaande resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in windenergiegebied IJmuiden Ver. Echter de uitkomsten vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark op de verschillende soort(groep)en. Dit geldt met name voor de resultaten verkregen in de parken net over de grens in België gezien hun nabije ligging en vergelijkbare avifauna.

Tabel 6.10 Samenvattende tabel van de belangrijkste resultaten van enkele grote onderzoeksprogramma's naar gedrag van vogels met betrekking tot windturbines op zee.

Land	Soort(en)	Resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijking van zee-eenden en vliegbewegingen van meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en sterna's. Aantrekking van sterna's aan de randen van parken. Gewenning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag door jan-van-gent, duikers, sterna's, alkachtigen en zwarte zee-eend, ganzen, zwanen en eenden. Geen uitwijking door aalscholver, meeuwen, zangvogels en steltlopers. Habitatverlies van duikers, fuut, jan-van-genten, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, grote stern, stormmeeuw, drieteenmeeuw, visdief/noordse stern, alkachtigen.
BEL	Zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, a.k. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, sterna's, dwergmeeuwen drieteenmeeuw.
VK	Zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholvers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw, grote stern en alkachtigen. Aantrekking van aalscholvers, grote meeuwen, duikers. Uitwijking bij kleine rietganzen. Zeer gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.
DUI	zeevogels en landvogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoet. Uitwijkgedrag door dwergmeeuwen, geen uitwijking bij andere soorten meeuwen. Vliegbewegingen vastgesteld van zangvogels op rotorhoogte.

De effecten op vogels zijn weergegeven in Tabel 6.11 (zie hoofdstuk 3 van bijlage 4 voor een nadere toelichting). Hierbij zijn de effecten dermate algemeen dat hier nog geen onderscheid gemaakt is in lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels op seizoenstrek.

Tabel 6.11 Algemene effecten van windturbines op vogels.

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
Aanvaringen	Constructie-fase	Met name in het donker komen aanvaringen van vogels met sedentaire objecten zoals turbines en stilliggende schepen voor. Het gaat hierbij om incidenten en totale aantallen slachtoffers zijn klein en worden derhalve niet verder onderzocht; De permanente aanwezigheid van schepen en dus verlichting trekt vogels aan, waardoor deze gedesoriënteerd raken. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn, echter anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1% norm van de natuurlijke sterfte, die in de regel wordt aangehouden als kritische waarde (Bruynzeel et al. 2009). De studie van Bruynzeel et al. (2009) was echter gebaseerd op offshore platforms waar de felle verlichting vanwege veiligheidseisen langdurig gebruikt wordt. In het geval van scheepsverlichting is er sprake van tijdelijke effecten en bij een enkel windpark zullen de effecten op populatieniveau naar verwachting verwaarloosbaar zijn. Gerichte studies naar de aantrekkende werking van scheepsverlichting bij offshore windparken zijn echter niet voorhanden, maar omdat de bouw van windparken niet allemaal tegelijk plaatsvindt, zullen de effecten elke keer afzonderlijk van elkaar optreden en cumulatie van de effecten is niet aan de orde.
	Operationele fase	Vogels kunnen in aanvaring komen met draaiende windturbines. Kwantitatieve empirische gegevens over aanvaringen van vogels met windturbines op zee zijn nog niet beschikbaar door de hoge kosten en twijfelachtige kwaliteit van de bestaande meetapparatuur (b.v. Collier et al. 2011, 2012). Diverse testprojecten zijn uitgevoerd in Nederland, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk, maar bruikbare resultaten zijn nog niet gepubliceerd (Dirksen, 2017). De huidige stand van kennis is dat voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers gebruik wordt gemaakt van het Band Model 2012 (Band 2012) waarbij vlieghoogtes worden bepaald met behulp van Johnston et al. (2014) en met behulp van GPS-gegevens indien bekend. In het algemeen blijkt uit deze modellen dat bij windturbines met hogere tiplaagtes minder aanvaringslachtoffers te verwachten zijn dan bij lagere tiplaagtes.
	Verwderings-fase	Dezelfde effecten als bij de constructie zijn te verwachten (aanvaringen met (verlichte) schepen).
Barrière-werking	Constructie-fase	Over barrièrewerking tijdens de aanlegfase is momenteel niets bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden in de loop van de tijd toeneemt door het toenemende aantal gebouwde turbines.
	Operationele fase	Zowel uit onderzoek op land als op zee blijkt dat veel soorten vogels uitwijken bij nadering van een windpark om zo langs het park of individuele turbines te vliegen (b.v. Petersen et al. 2006, Krijgsveld et al. 2011, Masden et al. 2012, Krijgsveld 2014, Bowgen & Cook 2018, Skov et al. 2018). Zie verder ook bijlage 4. In sommige studies werd aangetoond dat de tussenruimte tussen turbines van invloed was op de barrière-ervaring van soorten (Larsen & Guillaumette 2007, Krijgsveld et al. 2011) en ook dat bij een grotere tussenruimte het optreden van barrièrewerking minder kan zijn (Masden et al. 2012). Echter het onderzoek naar de gevolgen van barrièrewerking staat nog in de kinderschoenen. De omvang van het windpark bepaalt daarnaast natuurlijk ook de mate van barrièrewerking. De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor stems door hun manier van vliegen en voedsel zoeken (Everaert & Stienen 2007) maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden 2010). In een modelstudie werd aangetoond dat in potentie barrièrewerking onder trekvogels kan optreden, maar dat de afstand van omvliegen minimaal is in verhouding tot de totale trekroute (Masden et al. 2009). Echter, onbekend is wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Informatie over uitwijking is wel van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers. Meer informatie hierover is te vinden in paragraaf 3.1.2 van bijlage 4.

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
	Verwijderingsfase	Over barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase is momenteel niets bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele uitwijking van vliegpaden als gevolg van barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase afneemt door het afnemende aantal nog te verwijderen turbines.
Habitatverlies	Constructiefase	<p>Over de exacte effecten op overleving en/of reproductie als gevolg van verstoring tijdens uitsluitend de aanlegfase van een windpark op zee zijn momenteel geen aparte publicaties van onderzoeken met kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat de verstoring groter is dan tijdens de operationele fase door het effect van toegenomen scheepsverkeer in het gebied dat een verstoring heeft op vele soorten vogels (b.v. Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer et al. 2011). Het verstoringseffect van boten voor de constructie van het windpark voor zeevogels is echter wel tijdelijk en de duur van verstoring is soortspecifiek. Duikers en zee-eenden bijvoorbeeld blijven lang weg van hun originele locatie nadat boten weer vertrokken zijn, meeuwen landen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek (Dierschke et al. 2016, Mendel et al. 2019, Schwemmer et al. 2011).</p> <p>Onderzoek naar verstoring tijdens de bouw van OWEZ heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door heigeluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2007).</p> <p>Onderzoek naar habitatverlies tijdens de bouw van Robin Rigg in het Verenigd Koninkrijk gaf aanwijzingen van verminderde dichtheden van zwarte zee-eend, duikers, zeekoeten, noordse pijlstormvogels, zilvermeeuwen en alken, terwijl aalscholvers en grote mantelmeeuwen toenamen (Walls et al. 2013).</p>
	Operationele fase	<p>Geluid: Tijdens de exploitatiefase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid kunnen horen. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveaus onder water laag zijn tijdens de exploitatiefase in vergelijking met het al aanwezige achtergrondgeluid (Haan et al. 2007, Jansen & de Jong 2014). De specifieke gevoeligheid van de verschillende soorten zeevogels voor onderwatergeluid zijn niet bekend. Indien onderwatergeluid de oorzaak zou zijn van verstoring van vogels, dan zullen tijdens de constructie vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens de exploitatiefase. Dit effect werd echter in OWEZ niet gevonden (Leopold & Camphuysen 2007). De afstand tot de turbines en de actuele windsnelheden zijn de belangrijkste factoren voor het onderwatergeluid veroorzaakt door windturbines. De vogels die het sterkste vermijdingsgedrag vertonen zijn meestal soorten die zich relatief veel zwemmend over zee bewegen (in tegenstelling tot vliegend, zoals in het geval van meeuwen) en die onderwater duikend naar voedsel zoeken. Of deze verstoring het gevolg is van onderwatergeluid of veroorzaakt wordt door andere factoren is onbekend.</p> <p>Aanwezigheid turbines: De meeste Noordzee-zeevogels waarvoor gegevens beschikbaar zijn, mijden in meer of mindere mate een windpark op zee. Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark (turbinegrootte en onderlinge afstand) van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (Krijgsveld 2014).</p> <p>Er zijn in verschillende landen onderzoeken beschikbaar over de effecten van windturbines op de aanwezigheid van vogels. Zo zijn in recent empirisch onderzoek in twee windparken op zee in het Belgische deel van de Noordzee, nabij het windenergiegebied Borssele, enkele statistisch significante effecten gevonden van windturbines op de aantallen vogels. Zo meden jan-van-gent, zeekoet, en alk één van de parken, terwijl zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw in hogere dichtheden werden aangetroffen (Vanermen et al. 2014). Echter in veel gevallen was de steekproefgrootte (dekking en hoeveelheid surveys) de limiterende factor voor het aantonen van significante relaties. Wel werden enkele aanvullende trends duidelijk. Zo werd aantrekking geconstateerd voor verschillende soorten sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw (Vanermen et al. 2013).</p> <p>Aanwezigheid van boten, mensen en materieel: Habitatverlies kan potentieel optreden zo gauw er menselijke activiteit in het gebied plaatsvindt dus vanaf de eerste bouwactiviteiten en vervolgens tijdens onderhoud. Onderzoek in Denemarken heeft echter laten zien dat zee-eenden het windpark wel binnegaan enkele jaren na de bouw (Petersen & Fox 2007). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewinning zal optreden is onduidelijk, evenals om welke stimulus het gaat bij de verstoring door een windpark op zee.</p>

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
		<p>Aantrekking in plaats van habitatverlies: Onderzoek aan windparken op zee heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn (zoals Petersen et al. 2006).</p> <p>Aanname voor gevolgen van habitatverlies: Het is momenteel onbekend hoe vermijding kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. In het Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 (Rijkswaterstaat, 2019) wordt op basis van de bevindingen van Bradburry et al (2014) de aanname gedaan dat er 10% sterfte optreedt als gevolg van vermijding.</p>
	Verwijderings-fase	De effecten van verstoring gedurende de verwijderingsfase zullen min of meer van een vergelijkbare orde zijn zoals beschreven onder 'aanlegfase'. Wel is het zo dat er bij de verwijdering niet geheel zal worden waardoor de piek-geluidsbelasting veel minder zal zijn.
Indirecte effecten	Constructie-fase	Tijdens de constructiefase zijn mogelijke indirecte effecten op vogels te verwachten via de effecten van heien op lokale vispopulaties waarvan vogels mogelijk afhankelijk zijn voor hun voedselvoorziening. Dit type effecten komt vaak pas op langere termijn tot uiting als de constructiefase al is afgelopen.
	Operationele fase	<p>Momenteel is in het gebied van windparken op zee visserij maar beperkt mogelijk. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect heeft op het voorkomen en de diversiteit van benthos en vis in het gebied (Lindeboom et al. 2011, Bouma & Lengkeek 2009, 2011). Dit zou kunnen leiden tot aantrekking van vogels, als bijvoorbeeld vissen zich gaan ophouden rond de funderingspalen (conform de bevindingen van Winter et al. (2010) en Van Hal et al. 2012)), waardoor plaatselijk goede foerageermogelijkheden voor viseters ontstaan. Dit kan een toename van het aantal vliegbewegingen in het park veroorzaken waardoor aantallen aanvaringen mogelijk toe kunnen nemen.</p> <p>Indien de visserij uit het windpark geweerd wordt, zoals gebruikelijk is in Nederlandse windparken op zee, zal ter plaatse geen bijvangst overboord gezet worden waardoor minder aaseters in het gebied zullen voorkomen. Echter in de onmiddellijke of ruimere omgeving zal per saldo juist meer gevestigd worden omdat de visserij intensiteit in het gebied niet zal afnemen. Het lokaal sluiten van de visserij is in feite slechts een verplaatsing van de visserij naar elders.</p> <p>De onbegrensde tipsnelheid van rotors kan in de operationele fase hogere geluidsniveaus met zich meebrengen. Mogelijk speelt het geluid van windturbines een rol in het vermijdingsgedrag van vogels, vooral 's nachts en in omstandigheden van slecht zicht. Het zou in offshore gebieden met weinig achtergrondgeluid nog versterkt kunnen worden. Echter, dergelijke effecten zijn nog nooit aangetoond en kunnen slechts met een gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.</p> <p>Andere mogelijke indirecte effecten van windturbines op zee op vogels kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in stromingen en uitgestoten trillingen door turbines onderwater die de verspreiding van vis kunnen beïnvloeden. Echter dit is speculatief en kwantitatief onderzoek hiernaar ontbreekt.</p>
	Verwijderings-fase	Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Doordat waarschijnlijk de harde substraten onderwater blijven bestaan zullen dezelfde effecten te verwachten zijn als tijdens de operationele fase. Echter wereldwijd is nog nooit een windturbine op zee verwijderd, en is dus ook geen praktijkervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep. Het opheffen van het visserijverbod zal het positief effect van de harde substraten op het visbestand (en dus op vogels) beperken.

Vleermuizen

In theorie kunnen vleermuizen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten vanwege verlichting.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.

- Effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid / effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van turbines en aanwezigheid van boten etc.

Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is (additionele) sterfte. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Bearwald et al. 2008). In tegenstelling tot vogels wordt bij vleermuizen vaak over aantrekking door windturbines gesproken in plaats van vermijding (Cryan et al. 2014). De reden voor deze aantrekking is nog niet met zekerheid vastgesteld, maar de meest waarschijnlijke verklaring is dat vleermuizen op insecten foerageren die tijdens de trekperiode in de late zomer – vroege herfst rond windturbines in verhoogde dichtheden voorkomen (Rydell et al. 2010b). Vanwege dit aantrekkings-effect speelt bij vleermuizen habitatverlies of barrièrewerking geen rol en worden deze aspecten niet in detail behandeld. Omdat locaties op zee geen deel uitmaken van het lokale leefgebied van vleermuizen, komt het aspect van habitatverlies ook niet naar voren.

De effecten op vleermuizen zijn weergegeven in Tabel 6.12 (zie hoofdstuk 3 van bijlage 4 voor een nadere toelichting. Net als bij vogels wordt er onderscheid gemaakt tussen de constructiefase, operationele fase en verwijderingsfase.

Tabel 6.12 Algemene effecten van windturbines op vleermuizen.

Fase van het windpark	Effecten
Constructiefase	<p>Habitatverlies door de constructie van windparken is niet bekend bij vleermuizen. In theorie zou verlichting op constructieschepen insecten aan kunnen trekken en vervolgens ook vleermuizen, maar deze mogelijkheid is nog niet onderzocht. Dit zal echter niet tot sterfte leiden, omdat aanvaringen van vleermuizen slechts met bewegende objecten (zoals rotorbladen) optreden en niet met stationaire objecten, zoals constructieschepen of torens. In tegendeel, foerageren op een verhoogde concentratie van insecten tijdens de trek en de mogelijkheid om te rusten, kan de conditie en dus de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Dit indirecte effect van windparkontwikkelingen in de constructiefase kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.</p>
Operationele fase	<p>Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit door aanvaring tijdens de operationele fase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Bearwald et al. 2008; Rydell et al. 2010a). Habitatverlies en barrièreverlies lijken geen rol te spelen (Cryan et al. 2014). Vleermuisactiviteit lijkt niet lager te liggen in windparken dan daarbuiten (Jain et al. 2011), wat suggereert dat de aanwezigheid van windturbines niet tot verstoring of habitatverlies leidt. Er wordt juist verondersteld dat vleermuizen, waaronder ook de ruige dwergvleermuis, aangetrokken worden door windturbines in plaats van verstoord (Cryan & Barclay 2009). Een recent overzicht van beschikbare literatuur geeft een divers beeld van de effecten van licht (veiligheidsverlichting voor het vliegverkeer) op vleermuizen (Stone et al. 2015). Zowel aantrekking als verstoring wordt gemeld. Er is geen eenduidige voorspelling van wat de effecten van de voorgenomen turbine verlichting (knipperend rood toplicht) zal zijn op vleermuizen. Het is echter onwaarschijnlijk dat dit licht een groot aantrekkend effect zal hebben op insecten, en daarmee op vleermuizen. In offshore gebieden zoals windenergiegebied IJmuiden Ver zijn geen lokaal foeragerende vleermuizen verwacht, wel vleermuizen op trek.</p> <p>Omdat zelfs trekkende vleermuizen op gondelhoogte op insecten lijken te foerageren die tijdens de trekperiode rond windturbines in verhoogde concentraties voorkomen, kan het aanvaringsrisico van vleermuizen in bepaalde situaties hoog zjn. De meeste slachtoffers vallen dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst.</p> <p>Kennis over het voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van windparken op zee is zeer beperkt (Lagerveld et al. 2020), maar zal deels vergelijkbaar zjn met effecten op land. Bijvoorbeeld een deel van de trekbewegingen zal waarschijnlijk op rotorhoogte van windturbines plaatsvinden (Brabant et al. 2020), waardoor vleermuissterfte mogelijk is door een aanvaring met de rotorbladen of door barotrauma. Gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn echter niet voorhanden (Lagerveld et al. 2020). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, is in het kader van het KEC 1.0 het aantal aanvaringslachtoffers geschat op 1 vleermuis per offshore windturbine voor de zuidelijke Noordzee (Rijkswaterstaat 2015).</p>

Fase van het windpark	Effecten
Verwijderingsfase	Vergelijkbaar met de aanlegfase, treedt ook tijdens de verwijderingsfase geen sterfte op. Zonder windturbines is er geen risico op aanvaringen en de verlichte schepen in het gebied leiden niet tot verstoring of habitatverlies. Foerageren op een verhoogde concentratie van insecten aangetrokken door de scheepsverlichting kan mogelijk ook hier als een indirect positief effect beschouwd worden. Na afloop van de verwijderingsfase komen deze mogelijke positieve effecten te vervallen. Verder gaat een mogelijk foerageerhabitat en tijdelijke rustplaats voor vleermuizen op trek verloren na het verwijderen van offshore windturbines en platforms.

6.5.2 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering

In deze paragraaf worden effecten op de te onderscheiden soortgroepen (lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels op seizoenstrek) apart beschreven als dit onderscheidend is.

Aanleg funderingen

De omvang van de verstoring door de aanleg van funderingen varieert in de tijd met name door de variatie in het voorkomen van kwetsbare soorten. Bij een realistische planning in de tijd (dus niet gelijktijdige aanleg van meerdere kavels in de Nederlandse Noordzee) zullen de effecten van aanleg van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld worden (effectbeoordeling: 0/-). Het alternatief met de meeste turbines zorgt voor een groter negatief effect ten opzichte van de referentiesituatie dan het alternatief met het kleinste aantal turbines. Overigens zijn effecten van hei-geluid nooit aangetoond voor de geluidgevoelige vogels, maar is het waarschijnlijker dat verstoring door de bijbehorende boten e.d. optreedt. De alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de omvang van de negatieve effecten niet dermate groot is dat dit gevolgen heeft voor de kans op het optreden van verbodsbepalingen of mogelijke effecten op doelen van beschermde gebieden.

Verwijdering funderingen

De funderingen moeten na de exploitatiefase volledig worden verwijderd. Dit zal gebeuren door middel van een combinatie van trillen en trekken. Dit zal gepaard gaan met geluid/trillingen boven en onder water. De geluidbelasting is echter aanmerkelijk lager dan bij de aanleg. Het effect wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). Een alternatief is het afsnijden (3 tot 6 meter onder de zeebodem) en afvoeren van de funderingen. Dit geeft een geringer effect dan het volledig verwijderen van de fundering. Uitgaande van de juridische vereiste dat de funderingen in zijn geheel verwijderd moeten worden, blijft de effectbeoordeling ongewijzigd (0/-).

Toegenomen scheepvaart

Ook zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen, tijdens zowel aanleg als verwijdering van het windpark. Het effect wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-), zie Tabel 6.13.

Tabel 6.13 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de aanleg en verwijdering van de twee windpark alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver op vogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
Aanlegfase		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-

Verwijderingsfase		
- verwijdering funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-

6.5.3 Effecten tijdens gebruiksfase: vogelslachtoffers door aanvaringen

In het natuuronderzoek is het stochastische Collision Risk Model (gebaseerd op het Band Model (Band et al, 2007 & 2012)) gebruikt om de te verwachten aantallen aanvaringslachtoffers te berekenen (los van de indeling in lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels tijdens seizoenstrek). In bijlage 4 is de theorie achter dit model nader toegelicht en zijn de verschillende rekenstappen verder behandeld.

Aantallen aanvaringslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de geïnterpoleerde vogeldichtheden in kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver op basis van ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor landvogels uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012). Soorten die niet of in lage dichtheden in het plangebied voorkomen, zijn niet gepresenteerd. In Tabel 6.14 staan de verwachte maximaal aantal vogelslachtoffers voor kavel I weergegeven.

Tabel 6.14 Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in kavel I in windenergiegebied IJmuiden Ver. Alleen soorten met ≥ 1 slachtoffers zijn genoemd.

Soort	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
Zeevogels		
jan-van-gent*	7	5
kleine mantelmeeuw	5	5
zilvermeeuw	9	7
grote mantelmeeuw	17	14
dwergmeeuw	3	2
drieteenmeeuw	9	7
Landvogels		
ganzen en zwanen	18	17
eenden	1	1
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.162	1.123
Totaal	1.236	1.185

* resultaten voor de jan-van-gent zijn gebaseerd op bijlage 5 (aanvullende analyse jan-van-gent).

6.5.4 Effecten tijdens gebruiksfase: lokaal verblijvende niet-broedvogels

Aanvaringslachtoffers

In kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen bij alternatief 1 jaarlijks in totaal 50 zeevogels slachtoffer door aanvaringen worden en bij alternatief 2 in totaal 40 zeevogels (Tabel 6.14). De meeste jaarlijkse aanvaringslachtoffers vallen onder de grote mantelmeeuw, namelijk 17 voor alternatief 1 en 14 voor alternatief 2. Bij de overige zeevogels zullen minder dan 10 slachtoffers per jaar vallen bij beide

alternatieven. Bij andere soorten zullen geen jaarlijkse slachtoffers vallen, waardoor deze soorten niet zijn weergegeven in Tabel 6.14.

Het effect van beide alternatieven is als negatief beoordeeld (-), hoewel de effecten van Alternatief 2 (met de minste turbines) wel kleiner zijn dan van Alternatief 1.

Voor bovengenoemde lokaal verblijvende niet-broedvogels zijn instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd voor één of meerdere Natura 2000-gebieden. Al deze vogelsoorten kunnen buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee leiden. Het is momenteel onbekend of, en zo ja hoe lang, ze binding met specifieke gebieden op zee hebben. Om die reden kan niet bepaald worden of slachtoffers die vallen buiten het broedseizoen in windenergiegebied IJmuiden Ver tot populaties uit Natura 2000-gebieden behoren. Op basis daarvan kunnen significant negatieve effecten op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden niet op voorhand worden uitgesloten. In de Passende Beoordeling (bijlage 9) wordt hier daarom explicieter, per gebied en met de bijhorende instandhoudingsdoelstellingen, verder op ingegaan.

Het doden van vogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming die is opgenomen in de wet Wind op Zee. In de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' (bijlage 8 van dit MER) wordt hier verder op ingegaan.

Barrièrewerking

Lokale niet-broedende zeevogels zullen geen barrièrewerking ondervinden, omdat er voor deze soorten in het windenergiegebied IJmuiden Ver geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. De effecten worden als neutraal beoordeeld (0) en significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor lokale niet broedende zeevogels van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten (zie bijlage 4).

Habitatverlies

Als worst case-aanname hanteren we in voorliggend rapport de aanname om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury et al. 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Op basis van de berekende dichtheden kan hiermee de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (Tabel 6.15). Door habitatverlies worden de hoogste aantallen zeekoeten als slachtoffer verwacht, namelijk 15 slachtoffers. Ook voor alk zal met name habitatverlies een gevolg zijn van het windpark, met 5 verwachte slachtoffers.

Tabel 6.15 Maximaal aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies (op basis van Bradbury et al. 2014) op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen en een windpark oppervlak van 93 km² voor kavel I; soorten waarvan geen jaarlijkse slachtoffers ten gevolge van habitatverlies worden voorzien zijn niet opgenomen in de tabel.

Soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	Macro-uitwijking	berekende sterfte door habitatverlies
noordse stormvogel	0,46	80%	3
jan-van-gent*	*	74%	<1
dwergmeeuw	0,24	80%	2
kleine mantelmeeuw	0,26	63,9%	2
zilvermeeuw	0,33	44,2%	1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9%	1
drieteenmeeuw	0,80	57,5%	4
zeekoet	2,03	80%	15
alk	0,66	80%	5

* resultaten voor de jan-van-gent zijn gebaseerd op bijlage 5 (aanvullende analyse jan-van-gent).

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en zijn voor beide alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag nagenoeg even groot is. Een eventuele hogere tipsnelheid en daarmee gepaard gaand, een hoger geluidsniveau zal niet tot wezenlijk andere uitkomsten leiden. Mocht ervoor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te ontwikkelen, dan is dit een beter alternatief wat betreft de effecten van habitatverlies.

Volgens de beoordeling van mortaliteit van lokale, niet-broedende zeevogels als gevolg van habitatverlies door offshore windparken in het Kader Ecologie en Cumulatie, zijn significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000 doelstellingen uit te sluiten. In de PB (bijlage 9) wordt hier verder op in gegaan. In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom in beide alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen kan daarnaast ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvinden (Lindeboom et al. 2011). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform, zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen. Onderzoek naar de korte termijneffecten van windpark OWEZ wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van meeuwen werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn ook soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van

het benthos en een afname van de visserij (Krijgsveld et al. 2011, Lindeboom et al. 2011). De effecten van habitatverandering worden als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. Worst-case is uitgegaan van marginaal negatieve effecten (0/-). Significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor lokale niet broedende zeevogels van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten. In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Samenvatting

In Tabel 6.16 is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor lokaal verblijvende vogels tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.16 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven in kavel I op lokaal verblijvende vogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-

6.5.5 Effecten tijdens gebruiksfase: broedende (kolonie)vogels

Aanvaringsslachtoffers

Aanvaringsslachtoffers van kolonievogels die het windenergiegebied IJmuiden Ver binnen bereik hebben tijdens foerageervluchten tijdens het broedseizoen, zijn in de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' (Bijlage 8) van dit MER beschreven. Op basis van foerageerranges blijkt dat windenergiegebied IJmuiden alleen door kleine mantelmeeuwen bereikt kan worden uit kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Voor deze gebieden zijn instandhoudingsdoelstellingen voor deze soort als broedvogels geformuleerd. Voor deze soort wordt hieronder de effecten beoordeeld.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door aanvaringen (zie Tabel 6.17). De additionele sterfte is voor beide alternatieven en voor alle Natura 2000-gebieden niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de populatie van de kleine mantelmeeuw. Significant negatieve effecten als gevolg van aanvaringen met windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuw zijn daarom met zekerheid uit te sluiten. Beide alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver worden voor aanvaringen als marginaal negatief (0/-) beoordeeld.

Tabel 6.17 Het aantal slachtoffers door aanvaringen in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte van kleine mantelmeeuwen voor Alternatief 1 en Alternatief 2 van Kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel 'floaters' (niet-broedende vogels) in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).

Slachtoffers kleine mantelmeeuw door aanvaring	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m			Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m		
	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Aantal broedparen	7.996	3.359	21.104	7.996	3.359	21.104
Natuurlijke sterfte	1.439	605	3.799	1.439	605	3.799
1%-mortaliteit	14	6	38	14	6	38
Aanvaring (aantal vogels)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Additionele sterfte door aanvaring	0,03%	0,02%	0,002%	0,02%	0,02%	0,002%

Habitatverlies

Voor meeuwen wordt in de literatuur in het algemeen aangenomen dat habitatverlies door windparken niet optreedt (Krijgsveld 2014; Leopold et al. 2011). In Belgisch onderzoek zijn zelfs hogere dichtheden van rustende meeuwen (o.a. kleine mantelmeeuw) gevonden binnen de aangelegde windparken (Vanermen et al. 2013, 2014). Recent onderzoek heeft echter aangetoond dat GPS-gezenderde kleine mantelmeeuwen minder vaak en korter in bestaande Nederlandse, Belgische en Engelse windparken voorkomen dan in omliggende gebieden (Gyimesi et al. 2018), mogelijk omdat daar geen vissersschepen zich bevinden. Ondanks dat het uitsluiten van de visserij in windparken een verschuiving van de foerageertochten zou betekenen en niet per definitie habitatverlies, is het niet uit te sluiten dat een dergelijke ontwikkeling effect heeft op de beschikbare foerageermogelijkheden van kleine mantelmeeuwen.

Daarom is het effect van habitatverlies op broedende kleine mantelmeeuwen op basis van dezelfde aannames berekend als voor het effect van aanvaringen op kolonievogels en het effect van habitatverlies op niet-broedvogels. In dit geval zijn voor de berekeningen de gemiddelde dichtheden van de kleine mantelmeeuw in windenergiegebied IJmuiden Ver in de broedperiode gebruikt als input. Ook voor broedvogels uit Natura 2000-gebieden wordt gerekend met een sterfte van 10% van de verstoorde vogels om het aantal slachtoffers door habitatverlies te verkrijgen.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door habitatverlies (zie Tabel 6.18). De additionele sterfte is voor beide alternatieven en voor alle Natura 2000-gebieden niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de populatie van de kleine mantelmeeuw. Significant negatieve effecten als gevolg van aanvaringen met windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuw zijn daarom met zekerheid uit te sluiten. Beide alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver worden voor habitatverlies als marginaal negatief (0/-) beoordeeld.

Tabel 6.18 Het aantal slachtoffers door habitatverlies in relevante Natura-2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte van kleine mantelmeeuwen voor Alternatief 1 en Alternatief 2 van Kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel 'floaters' (niet-broedende vogels) in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).

Slachtoffers kleine mantelmeeuw door habitatverlies	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m			Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m		
	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Aantal broedparen	7.996	3.359	21.104	7.996	3.359	21.104
Natuurlijke sterfte	1.439	605	3.799	1.439	605	3.799
1%-mortaliteit	14	6	38	14	6	38
Slachtoffers (aantal vogels)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Additionele sterfte door habitatverlies	0,03%	0,02%	0,002%	0,03%	0,02%	0,002%

Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een offshore windpark kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten tussen foerageer- en broedgebieden. Hierdoor zouden ze extra afstanden moeten vliegen. De meest nabij gelegen kolonies van kleine mantelmeeuwen liggen echter op een dusdanige afstand dat windenergiegebied IJmuiden Ver voor de vogels wel bereikbaar is, maar het aan de rand van hun actieradius ligt. Hierdoor zal een windpark geen barrière vormen voor vogels tijdens hun foerageertochten tussen land en open zee en wordt het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kleine mantelmeeuwen van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied IJmuiden Ver zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt hier, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. De (extra) effecten van onderhoud worden in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

De verwachte toename in benthos en vissen (Lindeboom et al. 2011) in een toekomstig windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zorgt mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals de kleine mantelmeeuw. De effecten van habitatverandering worden daarom als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Op basis van bovenstaande zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten, waardoor in de worst-case situatie moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten (0/-). Gezien de beperkte omvang van effecten in de worst-case situatie kunnen significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de

instandhoudingsdoelstellingen voor kolonievogels van Natura 2000-gebieden met zekerheid uitgesloten worden.

Samenvatting

In Tabel 6.19 is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor kolonievogels tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.19 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de windpark alternatieven in kavel I IJmuiden Ver op broedende kolonievogels.

Effecten windpark	alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
- aanvaringen	0/-	0/-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-

6.5.6 Effecten tijdens gebruiksfase: vogels tijdens seizoenstrek

Aanvaringsslachtoffers

Tijdens de seizoenstrek vliegen vele vogelsoorten door het windenergiegebied IJmuiden Ver. Hierdoor lopen zij de kans in aanraking te komen met de turbines. Het onderscheid tussen een lokale zeevogel en trekkende zeevogels is in het veld niet goed te maken, vandaar dat de aanvaringsslachtoffers die vallen onder langstreckende zeevogels zijn behandeld in paragraaf 6.5.4. In deze paragraaf worden de aantallen slachtoffers onder niet-zeevogels behandeld, die per definitie onder de trekvogels vallen.

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat circa 1.180 en 1.140 trekvogels per jaar slachtoffer zullen worden van respectievelijk alternatief 1 en alternatief 2 van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver (zie Tabel 6.14). Veruit de meeste hiervan zijn zangvogels gevolgd door bijna 20 ganzen en zwanen. Verder zullen nog enkele eenden, roofvogels, uilen en steltlopers jaarlijks slachtoffer worden. Het verschil tussen beide alternatieven is zeer beperkt.

In windenergiegebied IJmuiden Ver wordt het effect van beide alternatieven als negatief beoordeeld (-). Er bestaan weliswaar kennisleemten ten aanzien van herkomst, maar de slachtofferaantallen in windenergiegebied IJmuiden Ver verdeeld over het grote aantal trekvogelsoorten zijn zo laag dat dit geen wezenlijk effect kan hebben op bronpopulaties (conform Rijkswaterstaat, 2015). Daarom zijn significant negatieve effecten op Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen als gevolg van aanvaringen op trekvogels uit te sluiten (zie bijlage 9 Passende Beoordeling).

Het doden van trekvogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) kan wel door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming. In bijlage 8 'Soortenbescherming' van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden. Daar is vervolgens ook onderbouwd of de staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

Barrièrewerking

In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekroute. De effecten worden daarom in beide kavels als neutraal beoordeeld

(effectbeoordeling: 0). Er is geen onderscheid tussen de alternatieven, omdat we er bij een barrière vanuit gaan dat het hele windpark omvlogen zal worden, waardoor alleen oppervlakte, oriëntatie en ligging van het windpark van belang zijn en deze factoren zijn voor de diverse alternatieven globaal gelijk. Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000-doelen als gevolg van barrièrewerking op trekvogels zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

Habitatverlies

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het windenergiegebied IJmuiden Ver verblijven, maar er doorheen kunnen vliegen. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Het effect wordt als neutraal beoordeeld (0). Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000-doelen als gevolg van habitatverlies op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten. In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Indirecte effecten

Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet foerageren of langere tijd in het gebied verblijven (effectbeoordeling: 0). Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000-doelen als gevolg van indirecte effecten op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten.

Samenvatting

In Tabel 6.20 is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor vogels tijdens seizoenstrek tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.20 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven IJmuiden Ver op vogels tijdens seizoenstrek.

Effecten windpark	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0

6.5.7 Effecten op vleermuizen

Aanvaringen

De vastgestelde vleermuisactiviteit ligt in windparken op de Noordzee lager dan in windparken op land in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden. In deze landbouwgebieden vallen de minste vleermuis slachtoffers vergeleken met andere windparken op land. Het gemiddelde aantal slachtoffers varieert hier meestal rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell et al. 2010a; Limpens et al. 2013.). Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal slachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. Wanneer de kleine windturbines (ashoogte < 50 m) buiten beschouwing blijven is er geen duidelijk effect van de windturbine grootte op het aantal slachtoffers. De kans op slachtoffers neemt af met toenemende hoogte. Hogere windturbines hebben echter ook langere rotorbladen en bestrijken daarmee een groter oppervlak, dit vergroot de kans op slachtoffers. Grotere turbines hebben daarnaast een lagere draaisnelheid, dit verkleint

de kans op slachtoffers. Er zijn dus verschillende effecten die tegen elkaar in werken. Hierdoor is er geen eenduidig effect van ashoogte en rotorzone op het aantal slachtoffers (Niermann et al. 2011; Barclay et al. 2007; Rydell et al. (2010a).

Uitgaande van bovenstaande bevindingen, kan een worst case scenario van 1 slachtoffer per turbine per jaar aangehouden worden en de aanname gehanteerd worden dat het aantal slachtoffers bij grotere turbines niet afwijkt van het aantal bij kleinere turbines. Het gebruik van grotere turbines leidt dan tot minder slachtoffers per MW. Op basis hiervan worden in een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver maximaal 67 slachtoffers per jaar verwacht bij alternatief 1 en 50 slachtoffers per jaar bij alternatief 2. Dit slachtofferaantal zou in een worst case scenario voor elke soort afzonderlijk gebruikt kunnen worden.

Gezien de beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee is het realistisch om deze getallen te verdelen op basis van het relatieve voorkomen van ruige dwergvleermuis (95,7%), rosse vleermuis (2,6%), tweekleurige vleermuis (1,2%) en gewone dwergvleermuis (0,5%). Met deze benadering wordt de worst case-schatting voor de ruige dwergvleermuis 64 slachtoffers per jaar voor alternatief 1 en 48 slachtoffers per jaar voor alternatief 2. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 1 slachtoffer per jaar voor zowel alternatief 1 als alternatief 2. Van de overige vleermuissoorten vallen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers. Hiermee worden de effecten voor alternatief 1 met de meeste turbines negatiever beoordeeld (--/-) dan alternatief 2 met de minste turbines (-).

In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Overige effecten

Uit onderzoek blijkt dat vleermuisactiviteit in windparken niet lager ligt dan daarbuiten (Jain et al. 2011). De aanwezigheid van windturbines leidt niet tot verstoring, barrièrewerking of habitatverlies maar heeft eerder een aantrekkende werking (Cryan et al. 2014). Het effect van het windpark wat betreft barrièrewerking en habitatverlies wordt als neutraal beoordeeld (0).

Een indirect effect van windparken wordt veroorzaakt door de verhoogde concentratie van insecten rondom windturbines. Dit trekt vleermuizen aan (Cryan & Barclay 2009), wat tot een verhoogde aanvaringskans en sterfte kan leiden. Een verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert daarentegen een gunstige foeragemogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder aanvaringsrisico. Daarnaast geven windturbines en constructieschepen vleermuizen de mogelijkheid hun lange vlucht te onderbreken om uit te rusten wat de overlevingskansen kan verhogen. Opnames van vleermuizen in offshore windparken bevestigen dit. Op 58 – 69 km uit de kust zijn vleermuizen regelmatig kort na zonsondergang vastgesteld (Lagerveld et al. 2022) die windturbines waarschijnlijk als noodgedwongen tijdelijke rustplaatsen gedurende de dag hebben gebruikt. Vanwege een gebrek aan verdere kennis is het echter op dit moment niet mogelijk om dit effect te verrekenen met het aantal slachtoffers. Op basis van bovenstaande worden indirecte effecten als positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en negatief tijdens de gebruiksfase beoordeeld (eindscore is 0/-).

In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Samenvatting

In Tabel 6.21 is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor vleermuizen.

Tabel 6.21 Effectbeoordeling van effecten van windpark IJmuiden Ver op vleermuizen

Effecten windpark	alternatief 1	alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
- aanvaringen	-/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-

6.5.8 Effecten op tweebladige in plaats van driebladige turbines

In dit hoofdstuk zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl voor ontwikkelaars van windparken in de kavel ook een optie kan zijn om te kiezen voor twee-bladige turbines. In deze paragraaf wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringssslachtoffers tussen een twee- of driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

Het aantal aanvaringssslachtoffers wordt in de berekeningen van het Band model bepaald door het aantal vogels die het windpark op rotorhoogte passeert, de soortspecifieke aanvaringskansen, en de windparkconfiguratie. Als alle andere parameters ongewijzigd blijven, alleen het aantal turbinebladen wordt verlaagd van drie naar twee, kunnen de vogels met een blad minder in aanvaring komen. De aanvaringskans neemt lineair met het aantal turbinebladen met een derde af, en daardoor ook het aantal aanvaringssslachtoffers wordt een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Tweebladige turbines draaien echter over het algemeen sneller dan driebladige turbines. Dit betekent dat wanneer deze snelheid 1,5x groter is dan driebladige turbines de vermindering in het aantal aanvaringssslachtoffers in theorie weer kan worden opgeheven ($100\% * 0,66$ (rotorbladen) * $1,5$ (snelheid) = 100%). Echter, bij gelijkblijvende omstandigheden zal een tweebladige turbine naar schatting slechts ca. 1,33x sneller draaien dan een driebladige turbine. In de praktijk zal het aantal slachtoffers door tweebladige turbines daarom naar verwachting alsnog lager uitvallen dan driebladige turbines. Bovendien verloopt het verband tussen draaisnelheid en het aantal slachtoffers in het Band-model niet-lineair, wat erop neerkomt dat een verhoging van de draaisnelheid in de meeste gevallen leidt tot een in verhouding minder sterke verhoging van het aantal aanvaringssslachtoffers. Slechts bij een bepaalde optimale draaisnelheid (welke is afhankelijk van de overige turbinespecificaties) zal een verhoging van de snelheid daadwerkelijk leiden tot een evenredige verhoging van het aantal slachtoffers.

In Tabel 6.22 is een voorbeeldberekening gedaan voor de aanvaringssslachtoffers in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver voor een lokale zeevogel (jan-van-gent), een kolonievogel (kleine mantelmeeuw uit kolonie van Duinen en Lage Land Texel) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels). Let hierbij op dat de variabiliteit rondom de inputparameters in de berekeningen met de sCRM ook van invloed is op de verhouding tussen het aantal slachtoffers met tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Zo zorgt deze variabiliteit voor slechts een klein verschil tussen twee- en driebladige in het berekende aantal aanvaringssslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie van Duinen en Lage Land Texel.

Voor vleermuizen zijn er geen nieuwe berekeningen uitgevoerd, omdat hier het aantal slachtoffers niet met het Band-model is bepaald, en het Wozep programma (nog) niet heeft geleid tot meer nauwkeurige

schattingen van het aantal vleermuisslachtoffers per turbine. Daarom zijn de slachtofferaantallen gebaseerd op een algemene schatting per turbine.

Tabel 6.22 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver bij twee alternatieven, voor representatieve soorten van lokale zeevogels, kolonievogels, en trekvogels, ervan uitgaande dat een tweebladige turbine 1,33x sneller draait dan een driebladige turbine.

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1	Alternatief 2
		67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
Driebladige	jan-van-gent	7	5
	kleine mantelmeeuw	0,360	0,339
	zangvogels	1.162	1.123
Tweebladige	jan-van-gent	6	4
	kleine mantelmeeuw	0,357	0,284
	zangvogels	804	778

6.6 Conclusie

Alternatief 1 (67x15 MW turbines) leidt tot enkele tientallen vogel slachtoffers meer dan Alternatief 2 (50 x 20 MW-turbines). Op basis van de huidige kennis wordt verwacht dat Alternatief 1 met meer en kleinere turbines een groter aantal vleermuis slachtoffers oplevert (naar schatting 67) dan Alternatief 2 (naar schatting 50). Alternatief 2 is daarom het meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het geringere aantal aanvaringsslachtoffers dan bij het andere alternatief met meer turbines, zie Tabel 6.23. De complete effectbeoordeling is samengevat in Tabel 6.25.

Tabel 6.23 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven voor het windpark in IJmuiden Ver op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
<u>Aanlegfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Gebruiksfase vogels</u>		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Broedende (kolonie) vogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
<u>Trekvogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Verwijderingsfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-

Tevens is ingegaan op het verwachte effect van tweebladige in plaats van driebladige turbines. Indien rekening wordt gehouden met het feit dat een vogel in aanraking kan komen met een wiek minder per turbine, maar de draaisnelheid gemiddeld wel wat hoger ligt van de bladen (circa 1,33x), dan treden naar verwachting minder slachtoffers op bij tweebladige turbines dan bij driebladige turbines.

6.7 Cumulatie

6.7.1 Inleiding

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark. In dit hoofdstuk worden deze cumulatieve effecten besproken.

In het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2014, Van der Wal et al. 2015) dat later geactualiseerd werd naar het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019), met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten.

Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 80 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

Ook wordt in dit MER voor windenergiegebied IJmuiden Ver gekeken worden naar de effecten van dit initiatief in cumulatie met andere initiatieven en plannen in de zuidelijke Noordzee. In voorliggende document zijn dezelfde inputdata gebruikt zoals in KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015), met recente actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek et al. 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbintypes voor (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In bijlage 4, bijlage 5 (specifiek voor jan-van-gent) en bijlage 11 (specifieke toetsing aan aangescherpte ALI-normen) worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten. Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van Rijkswaterstaat (2015) als basis.

6.7.2 Vogels

De geschatte aantallen slachtoffers in dit MER zijn vergeleken met de eerdere schattingen binnen KEC4.0 (Potiek et al. 2022b). Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat binnen KEC4.0 alle vier de kavels voor IJmuiden Ver samengenomen zijn, terwijl bijlage 4 en bijlage 5 (aanvullende analyse jan-van-gent) enkel Kavel I en II behandelt. Bovendien zijn binnen KEC 4.0 soorten gegroepeerd als 'gevoelig voor aanvaringen' en/of 'gevoelig voor habitatverlies', op basis waarvan de grootste effecten verwacht worden. Het doel van voorliggende berekeningen was om voor elke soort een schatting van het totaaleffect van kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver weer te geven en daarom zijn voor alle soorten de aantallen slachtoffers als gevolg van beide oorzaken gezamenlijk doorgerekend.

Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 6.24 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers binnen onze doorrekening voor Kavel I en II zich verhoudt tot de schattingen voor Kavels I t/m IV binnen KEC 4.0.

Tabel 6.24 Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden. * Voor jan-van-gent is in de huidige doorrekening gebruik gemaakt van andere dichtheidsgegevens en een ander uitwijkspercentage dan in KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER), waardoor de verhouding met KEC 4.0 niet relevant is.

Soort	huidige doorrekening kavel I + II						KEC 4.0 doorrekening IJmuiden Ver kavel I t/m IV			verhouding huidige doorrekening versus KEC 4.0	
	Alternatief 1			Alternatief 2			aanvaringen	habitatverlies	totaal	alternatief 1	alternatief 2
	aanvaringen	habitatverlies	totaal	aanvaringen	habitatverlies	totaal					
jan-van-gent	14	1	15	10	1	12	219	6	225	*	*
kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

De cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. De toetsing van de cumulatieve scenario's ten opzichte van de referentiesituatie zijn uitgevoerd met behulp van soortspecifieke drempelwaarden: Acceptable Levels of Impact (ALIs) (Potiek et al. 2022a). Deze soortspecifieke ALIs zijn in de vorm van: De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Zie bijlage 4 voor een nadere beschrijving en bijlage 11 over de aangescherpte ALIs.

Binnen KEC 4.0 zijn de geschatte effecten op populatieniveau getoetst met behulp van de ALI-drempelwaarde (Potiek et al. 2022a, b). Hierbij werd de drempelwaarde overschreden voor zowel het nationale scenario tot 2030 als het internationale scenario voor **jan-van-gent** en **zilvermeeuw**.

Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidige geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen. Vervolgens zijn er populatiemodellen gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en voor soorten waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten: **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw**, **noordse stormvogel**, **jan-van-gent** en **zilvermeeuw**. Bovendien blijkt uit de Soortenbijlage van het MER dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze

soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidig geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen. Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0 standhouden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden. In aanvulling hierop is in bijlage 11 getoetst aan de inmiddels aangescherpte ALI-normen.

Conclusies cumulatieve impact lokaal verblijvende niet-broedvogels

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor zilvermeeuw en jan-van-gent wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Voor de zilvermeeuw kan dit deels komen door het lagere aantal slachtoffers dat wordt voorspeld voor kavel I en II ten opzichte van de berekeningen in het KEC 4.0 voor IJmuiden Ver, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's. Daarnaast zijn bij de berekeningen voor jan-van-gent in het kader van het MER voor IJmuiden Ver kavel I aanvullende dichtheidskaarten en een ander uitwijkpercentage gehanteerd dan in de berekeningen voor het KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER).

Aanvullend hierop zijn soorten getoetst waarvan de ALI-normen zijn aangescherpt (zie bijlage 11 van het MER). Conclusie daaruit is dat ook op basis van deze nieuwe ALI-normen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten kunnen worden, met uitzondering voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027). In het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) kunnen significant negatieve effecten voor alk en zeekoet wel worden uitgesloten. De bijdrage van windparken in kavel I / IV aan het cumulatieve aantal slachtoffers in alle offshore windparken in de Zuidelijke Noordzee (internationale scenario) is echter verwaarloosbaar (0,03% voor zeekoet en 0,06% voor alk). Dit komt doordat de aantallen slachtoffers in Britse en Duitse windparken vele malen hoger liggen omdat deze dichterbij broedkolonies zijn gelegen. In het geval van de zeekoet en de alk worden slachtoffers bijna uitsluitend verwacht als gevolg van habitatverlies.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden en wordt alleen de nieuwe ALI-norm voor zeekoet en alk in het internationale scenario overschreden, waarbij vermeldt moet worden dat de bijdrage van windparken in IJmuiden Ver I/IV verwaarloosbaar is op basis van zware worst-case aannames.

Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Wanneer de effecten als gevolg van aanvaringen door alle geplande windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee tot 2030 in cumulatie bekeken worden, dan zijn voor geen van de soorten significant negatieve effecten berekend op de Noordzee populatie. Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact

ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel. In de Passende Beoordeling (bijlage 9) wordt geconcludeerd dat significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie zijn uitgesloten.

Broedende kolonievogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). Zodoende kan het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies berekend worden voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (zie Tabel 6.25).

Tabel 6.25 Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies. Voor de slachtofferaantallen van IJmuiden Ver Kavel I en de berekening van additionele sterfte, zie paragraaf 6.5.5. De slachtofferaantallen van de overige windparken zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.

	Duinen en L. L. Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub - THREE	1	-	0
EnBW He Dreih	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Totaal aantal	6	1	3
IJmuiden Ver I - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,48%	0,15%	0,08%
IJmuiden Ver I - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,48%	0,15%	0,08%

Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel betreft voor beide alternatieven **7** slachtoffers. Deze aantallen komen neer op een additionele sterfte van **0,48%** van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel I. Daarnaast betreft het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen Vlieland voor beide alternatieven **1** slachtoffer, wat op een additionele sterfte van **0,15%** van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel I betekent. Tot slot vallen onder kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Waddenzee voor beide alternatieven **3** slachtoffers, wat leidt tot een additionele sterfte van **0,08%** van de natuurlijke sterfte. Dit houdt in dat de effecten in alle gevallen minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de soort bedragen en volgens het ORNIS-criterium is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor dus ook geen aantasting van de staat van instandhouding van de soort. Op basis hiervan concluderen we dat significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee met zekerheid zijn uit te sluiten.

Vogels tijdens seizoenstrek

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden et al. 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

6.7.3 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn, is niet goed bekend. De ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gemaakt in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de Potential Biological Removal (PBR) van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Dit is een methode waarmee een inschatting gemaakt kan worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden. Deze PBR-waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot een PBR-waarde van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden (Rijkswaterstaat 2015).

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populatie, nemen we bestaande of vergunde windparken mee in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2022 zou het aantal turbines in de zuidelijke Noordzee t/m IJmuiden Ver in 2027 op 7.169 uitkomen (cf. Potiek et al. 2022b). Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuisslachtoffer zal vallen kan cumulatief ook met 7.169 vleermuisslachtoffers per jaar worden gerekend. Van het totaal aantal vleermuizen in de zuidelijke Noordzee wordt het aandeel ruige dwergvleermuizen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 2,6% (Rijkswaterstaat 2015). Daarmee kunnen de jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen op 6.861 en onder rosse vleermuizen op 186 dieren worden geschat. Door toepassing van een stilstandvoorziening (zie paragraaf 6.8.2) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd. Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 4.109 dieren, ruim boven de PBR van 1.905 dieren, en onder rosse vleermuizen op 112 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren.

Conclusie

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015, Leopold et al. 2020). Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst case-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. Belangrijke kanttekening hierbij is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.

6.8 Mitigerende maatregelen

De volgende mitigerende maatregelen zijn te nemen om effecten te verzachten of teniet te doen, onderverdeeld naar de fase van een windpark.

6.8.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn van de aanleg en verwijdering van windturbines op zee dan vinden die alleen plaats in de maanden dat er relatief grote aantallen verstoringsgevoelige zeevogelsoorten in het gebied

aanwezig zijn. Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn. Vanaf juni tot en met september is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringsgevoelige soorten (alk en zeekoet, en eventueel ook duikers en zee-eenden) dan elders verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zou 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur, zoals groen of blauw (zie Poot et al. 2008).

6.8.2 Operationele fase

Uit dit hoofdstuk blijkt dat alternatief 2 de minste impact op vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver worden geminimaliseerd door zo een klein mogelijk aantal grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Bovendien worden in het algemeen bij windturbines met hogere tiplaagtes minder aanvaringslachtoffers berekend dan bij lagere tipthoogtes. Daarnaast blijkt dat bij tweebladige turbines minder aanvaringslachtoffers vallen dan bij driebladige turbines, indien dezelfde optimale rotorsnelheid en rotordiameter wordt gehanteerd. Tweebladige turbines hebben daarom de voorkeur als er gestreefd wordt om de aantallen aanvaringslachtoffers te minimaliseren, echter zijn tweebladige turbines slechts beperkt beschikbaar.

Vogels

Onduidelijk is of verdere **inrichtingsmaatregelen** nog effect sorteren op zeevogels, omdat de mate van habitatverlies van verschillende configuraties van windturbines, de stimulus voor habitatverlies, alsook de mate waarin vogels uiteindelijk zullen wennen aan windturbines, nog niet goed bekend zijn. Eerder onderzoek suggereert wel dat de configuratie van het park, en dan met name de aanwezigheid van corridors, gunstig kan uitpakken voor sommige soorten. Aan de oostkust van Engeland bleken groepen ganzen bijvoorbeeld gebruik te maken van een corridor tussen twee opstellingen van windparken (Plonczkier & Simms 2012). Ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar er alleen een enkele rij turbines stond en leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in plaats van langs draaiende turbines (Krijgsveld et al. 2011). Het is echter onbekend wat de minimale breedte van een 'corridor' zou moeten zijn.

Het effect van een **alternatieve vorm** van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In theorie zou een langwerpige opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico beperken. Langs de kust overheerst de noord-zuid trek. Gezien de ligging van het windenergiegebied IJmuiden Ver speelt de oost-west trek (naar de Britse eilanden) naar verwachting een minder grote rol. Er is onvoldoende bekend om een bepaalde voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren. De onderlinge afstand tussen turbines lijkt uit eerder onderzoek wel van belang voor vermijdingsgedrag van vogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP lijkt naar voren te komen dat in parken met een hoge dichtheid aan turbines een grotere verstoring wordt gevonden dan in parken waar de turbines verder uit elkaar staan, hoewel ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tipthoogte mogelijk een rol spelen (Leopold et al. 2011, 2012; Skov et al. 2017).

Op grond van de resultaten van Deense studies in Horns Rev en Nederlandse studies in OWEZ moet worden aangenomen dat het windpark, inclusief een zone van in ieder geval enkele honderden meters eromheen, gemeden zal worden door jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen er

zullen blijven komen. Dit beperkte effect sluit inrichtingsalternatieven op detailniveau binnen het windpark uit; alleen op grotere afstand van het windpark kunnen inrichtingsalternatieven wellicht effect sorteren. Effecten van inrichtingsalternatieven als ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de windturbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines op verstoring van zeevogels, zijn onbekend. Op dit moment kan daarom alleen gesteld worden dat een groter habitatverlies vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die dus tot een groter habitatverlies leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn dus relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig (grote) turbines mogelijk weer gunstiger doordat verstoring tussen turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels wel tussendoor durven.

Het **vergroten van de detectiekans van vogels voor turbines** kan leiden tot een vermindering van het aantal aanvaringslachtoffers. Wel zijn deze soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen. Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op succes wordt geboden door maatregelen als het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. Zo toonden May et al. (2020) in Noorwegen aan dat het zwart werven van turbinebladen mogelijk het aantal slachtoffers kan verminderen. Direct licht is waarschijnlijk niet geschikt omdat dit 's nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg heeft.

Voor passerende trekvogels kunnen verschillende inrichtingsalternatieven (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) wel een effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Ook is recent binnen de kaders van het Wozep onderzoeksprogramma gestart met de ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste, ruimschoots van tevoren voorspelde momenten (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer) stilgezet kunnen worden. Er zijn momenteel geen resultaten beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een basisalternatief zou kunnen betekenen. Bovendien kleven aan diverse maatregelen, zoals verlichting, weer andere nadelen zoals het risico op aantrekking.

Verschillende onderzoeken leveren geen eenduidige conclusie over welk type **turbineverlichting** het best gebruikt kan worden om het aantal aanvaringen met windturbines te verminderen. Uit een experimenteel onderzoek op de Noordzee bleek dat continue (niet-knipperend) rood licht minder nachtelijke trekvogels aantrekt dan continu groen, blauw en wit licht. Ook bleek dat knipperend licht (1s aan, 1s uit) minder vogels aantrekt dan continu licht (Rebke et al. 2019). Wel heeft onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek)vogels aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie et al. 2009). Daarentegen bleek dat blauw licht nauwelijks verstorend werkt op trekvogels, evenals groen licht; 80% van de vogels vliegt ongestoord verder (Poot et al. 2008, Van der Laar 2007). In tegenstelling tot blauw licht is groen licht ook geschikt voor werkomstandigheden en ook voor een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het, in tegenstelling tot de situatie op een gasplatform op zee, alleen om navigatieverlichting en niet (ook) om werkverlichting. Omdat werkverlichting veel sterker is dan navigatieverlichting valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt. Er dient bovendien te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-richtlijnen (IALA 2008) en wensen van het bevoegd gezag. De grootste winst is te behalen door de verlichting op de turbines juist tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker niet gunstig om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Verlichting op (grote) werkschepen kan een probleem zijn als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl de windturbines draaien.

Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Onderzoek wordt gedaan naar **stilstandvoorzieningen** op land tijdens piekmomenten van vogelactiviteit. Op momenten dat veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen (een zogeheten 'reactieve stilstandvoorziening'). Deze techniek wordt in enkele bestaande vergunningen al voorgeschreven, maar staat nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog voornamelijk in testprojecten toegepast. Daarnaast wordt er momenteel binnen het Wozep onderzoeksprogramma gewerkt aan een vogeltrekvoorspelmodel dat als input moet dienen voor een proactieve stilstandvoorziening, waarbij turbines voorafgaand aan voorspelde piekmomenten van vogelactiviteit uitgeschakeld kunnen worden. Door Krijgsveld et al. (2015) is een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven de Noordzee en is een inschatting gedaan welk mitigerend effect een goedwerkende stilstand voorziening zou kunnen hebben. Uit deze analyse bleek dat trekpieken op rotorhoogte tijdens relatief weinig nachten per jaar voorkomen (gem. 10 nachten per jaar waarop meer dan 1,5% van de jaarlijkse flux doortrekt). Tijdens deze tien nachten komen gemiddeld 7 vogels per turbine per jaar in aanraking met turbines. Verder kan het Wozep voorspelmodel mogelijk niet alleen een temporele differentiatie maar ook een ruimtelijke differentiatie in het voorkomen van pieknachten in de vogeltrek bieden. De eerste resultaten van dit onderzoek laten namelijk zien dat de herkomst van trekvogels boven de Noordzee afhankelijk is van windrichting en tijd van het jaar (Bradarić et al. 2020). Zodoende zouden bij bepaalde omstandigheden windparken gericht stilgezet kunnen worden waar de trekpieken verwacht worden.

Het positieve effect van stilstaande turbines kan ook bereikt worden door slim **plannen van onderhoudswerkzaamheden**. Naast reparatiewerkzaamheden moeten de turbines namelijk jaarlijks onderhouden worden wat vooraf ingepland kan worden. Door dit bijvoorbeeld in de vroege zomer in te plannen, wanneer de weersomstandigheden voor onderhoud gunstig zijn en relatief weinig opbrengstverlies is door lage windsnelheden, kunnen tegelijkertijd de hoge aantallen aanvaringslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen verminderd worden.

Vleermuizen

De beste methode om het aantal aanvaringslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn (Smallwood & Bell 2020). Het is aangetoond dat het verlagen van de draaisnelheid tot 1-2 rpm de vleermuissterfte met 44 - 93% kan verminderen (Baerwald et al. 2009). Bij nieuwe offshore turbines is de tipsnelheid van de rotorbladen bij 1 rpm ca. 30 km/h. Bij 2 rpm is de tipsnelheid twee keer zo groot. Volgens verwachtingen (op basis van verkeerslachtoffers) zullen bij 1 rpm geen slachtoffers vallen, en bij 2 rpm bestaat er een geringe kans voor slachtoffers. Op basis van metingen van vleermuisactiviteit en bijhorende weersgegevens in bestaande Nederlandse offshore windparken heeft Boonman (2018) berekend dat een stilstandvoorziening het aantal slachtoffers met ongeveer 40% kan verlagen (Boonman 2018).

Aanvankelijk werd voor de windparken op zee de volgende stilstandvoorziening voor vleermuizen voorgeschreven (<http://wetten.overheid.nl/BWBR0037802/2017-11-08>):

"... Daarom is gekozen voor een maatregel waar de cut-in windspeed van de turbines wordt verhoogd naar 5,0 m/s op ashoogte gedurende de periode van 15 augustus tot en met 30 september tussen 1 uur na zonsondergang tot 2 uur voor zonsopkomst. Beneden deze windsnelheid moet het aantal rotaties per minuut per windturbine tot minder dan 1 worden gebracht."

Boonman (2018) liet zien bleek dat deze stilstandvoorziening niet optimaal is omdat een belangrijk deel van de vleermuisactiviteit bij windsnelheden boven de 5 m/s plaatsvindt (uitgaande van windsnelheid op gondelhoogte). Een hogere startwindsnelheid dan 5 m/s is wenselijk bij wind uit oostelijke richting wanneer de temperatuur boven de 11 graden ligt. De optimale stilstandvoorziening is uiteengezet door Boonman (2018). Deze stilstandvoorziening verlaagt de kans op slachtoffers zonder dat dit tot extra energieverlies zal leiden ten opzichte van de 'oude' stilstandvoorziening.

Omdat de vleermuisactiviteit verder op zee naar verwachting afwijkt van de locaties dichtbij de kust heeft RWS Zee en Delta besloten om voor IJmuiden Ver een nieuwe stilstandvoorziening te bepalen. Deze nieuwe stilstandvoorziening (Boonman, 2022) is gebaseerd worden op metingen van de vleermuisactiviteit ver op zee (o.a. platforms K13, P6, P9, P11). De nieuwe stilstandvoorziening zal naar verwachting aan gelijke reductie (40%) van het aantal slachtoffers teweeg brengen.

Samenvatting

Er zijn diverse mogelijkheden om effecten van windturbine(parken) op vogels te beperken, met name in het geval van het beperken van aantallen aanvaringslachtoffers (aantallen en grootte turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Van grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen (zowel lokale vogels (broedend en niet-broedend) als vogels op seizoenstrek) is de grootte en snelheid van de rotoren. Grotere, en daarmee minder, turbines, veroorzaken in totaal minder slachtoffers. Aanpassingen aan de werkingstijd van turbines ('temporary shutdown') in combinatie met een detectiesysteem van verhoogde vogelactiviteit op rotorhoogte ('early-warning stopping mechanism') bieden mogelijk ook kansen voor mitigatie van aanvaringseffecten tijdens piekmomenten van trek (Krijgsveld et al. 2015, May et al. 2015). Een voorbeeld hiervan is de recente ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste momenten, die ruimschoots van tevoren worden voorspeld (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer), stilgezet kunnen worden.

Verder zijn er diverse maatregelen mogelijk om de detectiekans te vergroten, maar deze zijn soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May et al. 2015). Hierbij kan worden gedacht aan verschillende typen stimuli die een reactie teweeg kunnen brengen bij vogels. De frequentie en intensiteit moeten echter dermate onderscheidend zijn dat geen gewenning optreedt. De grootste kans op succes van deze maatregelen heeft het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen.

De beste methode om het aantal aanvaringslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn.

6.8.3 Verwijderingsfase

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringgevoelige soorten zeevogels hoog zijn, dus in najaar, winter en vroege voorjaar. Daarnaast kan wellicht een methode van slopen gevonden worden die relatief weinig geluid produceert of waarmee snel de klus geklaard kan worden. Tevens is het van belang om net als tijdens de aanlegfase het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting en een 'vogelvriendelijke' kleur toe te passen (zie vorige paragraaf).

6.9 Leemten in kennis en informatie

Er zijn leemtes in kennis over aanvaringsrisico's, barrièrewerking en verstoring als gevolg van windparken op zee (zowel overdag als 's nachts). Met name soortspecifieke kennis ontbreekt. Validatie van modellen om aanvaringslachtoffers te voorspellen op zee ontbreekt. Ook over verstoringsevoeligheden en verstoringafstanden van zeevogels zijn nog leemtes in kennis, evenals in hoeverre vogels kunnen wennen aan windparken. Op basis van literatuur is aangenomen dat 10% van de verstoorde vogels sterft. Het is niet bekend in hoeverre deze aanname overeenkomt met de werkelijkheid, maar wel kan worden gesteld dat 10% aan de veilige kant is (worst-case aanname).

Voor vleermuizen geldt dat er leemtes in kennis zijn ten aanzien van de basiskennis over populatieomvang en soortspecifieke verspreiding. Onbekend is het relatieve belang van de Noordzee voor verschillende soorten vleermuizen en hun veranderingen in gedrag als gevolg van windparken.

6.10 Grensoverschrijdende effecten

Broedvogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt niet binnen de foerageerrange van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

Niet-broedvogels

Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel.

In dit hoofdstuk en de Passende Beoordeling is geconcludeerd dat significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie zijn uitgesloten. Dit geldt ook voor buitenlandse Natura 2000-gebieden.

7 Onderwaterleven

7.1 Inleiding

In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat Kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver zal bestaan uit 67 windturbines van 15 MW óf 50 turbines van 20 MW. Voor de berekeningen is er niet alleen uitgegaan van monopilefunderingen, maar is ook de mogelijke toepassing van tripod- of jacketfunderingen onderzocht. Voor die funderingstypen worden per windturbine respectievelijk 3 of 4 (dunnere) palen geheid. Deze worden vooral toegepast in dieper water. Zie ook Tabel 7.1.

Tabel 7.1 Turbinevarianten waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	Monopaal	Monopaal	Tripod	Jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter (m)	9	15	5	3
Hamerenergie (kJ)	4000	7000	2000	2000

In Tabel 7.2 is de onderzochte bandbreedte weergegeven.

Tabel 7.2 Bandbreedte van alternatieven voor onderwaterleven.

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	67	50
Geïnstalleerd vermogen per turbine	15 MW	20 MW
Aantal fundaties per dag	2 turbinelocaties per 3 dagen	2 turbinelocaties per 3 dagen
Geluidsnorm	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (op 750m)	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (op 750m)
Netto heitijd per monopile-fundering	2 uur	2 uur
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden	3,5 tot 4 maanden	2,5 – 3,5 maanden

In dit hoofdstuk worden de effecten van de kavel op het onderwaterleven ten opzichte van de huidige situatie, en de onderlinge verschillen tussen alternatief 1 en alternatief 2.

7.2 Beoordelingskader

7.2.1 Benthos (bodemdieren) en vissen

Om inzicht te krijgen in het belang van het plangebied voor bodemdieren en vissen wordt de huidige situatie eerst beschreven op de schaal van het Nederlands Continentaal Plat. Vervolgens wordt de directe omgeving van het plangebied nader beschreven. Bij het beschrijven van de huidige situatie is specifieke aandacht besteed aan soorten die beschermd zijn in nationale en internationale beleidskaders. Voor de autonome ontwikkeling (ontwikkeling zonder windpark) is gebruik gemaakt van bestaande rapporten die ingaan op langjarige trends van bodemdieren en vissen, en factoren die hierop van invloed zijn geweest.

Bij de effectbeschrijvingen is vooral gebruik gemaakt van de resultaten van ecologische effectenstudies van het Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ), het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 4.0) en de tussentijdse resultaten van het Wind op Zee Ecologisch Programma (WOZEP). De opgedane kennis uit deze effectenstudies is ook gebruikt in de milieueffectrapporten voor de kavels in windenergiegebieden Borssele en Hollandse Kust (zuid), Hollandse Kust (noord) en Hollandse Kust (west), waarop de effectbeoordeling voor de kavel in IJmuiden Ver tevens is gebaseerd.

Voor het beoordelingskader is aangesloten bij doelen van (inter)nationale wetgeving (zie hoofdstuk 2) en parameters die gebruikt worden om te toetsen of deze doelen gehaald worden. Doelen van (inter)nationale wetgeving zijn vooral gericht op het behoud of versterking van biodiversiteit en bescherming van soorten van speciaal (commercieel) belang. Veelgebruikte parameters om te toetsen of doelen gerealiseerd worden, zijn de biodiversiteit (uitgedrukt in het aantal soorten), de soortensamenstelling en aantallen, dichtheden en biomassa's van aanwezige soorten.

Het aanleggen van een windpark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale vis- en benthosgemeenschappen. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende categorieën:

- Effecten van bodemberoering tijdens de constructie, leidend tot vertroebeling en habitatdestructie.
- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de constructie en de exploitatie.
- Effect van magnetische straling tijdens de exploitatie.
- Effect van verbod op sleepnetvisserij in windparken tijdens exploitatie.
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren tijdens exploitatie.

7.2.2 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging, habitatverlies en barrièrewerking. Tijdens de aanleg en het seismisch onderzoek kunnen de effecten van geluid mogelijk aanzienlijk zijn. De verstoring is echter tijdelijk. Tijdens de exploitatiefase is het onderwatergeluid beperkt, maar wel van langdurige aard. Verder kan de aanwezigheid van scheepvaart ten behoeve van aanleg, exploitatie en verwijdering van de funderingen, windturbines en kabel leiden tot verstoring. Het aanleggen van de kabels en het verwijderen van kabels en funderingen kan leiden tot een beïnvloeding van de waterkwaliteit (slibpluim) die effecten kan hebben op het foerageergebied. Het fysieke ruimtebeslag (de oppervlakte die de funderingen in beslag nemen) van het windpark is dermate gering afgezet tegen het totale leefgebied van zeezoogdieren, dat dit te verwaarlozen is. Eventueel verloren gaan van foerageergebied is alleen gerelateerd aan het onderwatergeluid van de windturbines in de gebruiksfase.

7.2.3 Beoordelingscriteria en effectbeoordeling

In Tabel 7.3 wordt per soortengroep het beoordelingskader gegeven. Hierbij wordt per effecttype de worst-case situatie binnen de gestelde bandbreedte beoordeeld. Indien er sprake is van grote effecten dan worden ook alternatieve aanlegfasen beoordeeld als mogelijke mitigerende maatregel.

Tabel 7.3 Beoordelingscriteria en onderwaterleven

Aspect	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Onderwaterleven	Bodemdieren en vissen Aanleg - geluid/trillingen - Bodemberoering	Bodemdieren & vissen
	Gebruik - Geluid/trillingen - Bodemberoering - Aanwezigheid harde structuren - Aanwezigheid van EMV - Verbod bodemberoerende visserij in windpark	Verstoring Aantasting Habitatverlies
	Verwijdering - Idem aanleg	
	Zeezoogdieren Aanleg Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen Fysieke aantasting Gebruik Verstoring door geluid en trillingen turbines Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud)	Zeezoogdieren Verstoord oppervlak (km ²) Aantal verstoorde dieren Tijdsduur van de verstoring Aantal aangetaste dieren
	Verwijdering Idem aanleg	

7.3 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

7.3.1 Benthos

Het benthos omvat de bodemfauna van de zee en bestaat uit een diverse gemeenschap van soorten met een mobiele (bijv. krabben, garnalen, wormen en zeesterren) of vastzittende (bijv. anemonen en zakpijpen) levenswijze. In de Noordzee wordt doorgaans onderscheid gemaakt tussen benthosgemeenschappen op hard substraat (zowel van nature voorkomende harde substraten zoals stenen, grind of schelpdierbanken als kunstmatige harde substraten zoals scheepswrakken, dijken, kunstwerken en platforms inclusief windturbines op zee) en zacht substraat (zachte bodems bestaande uit bijv. zand, slib, klei of veen). Soorten hebben uiteenlopende groottes en voedselstrategieën; zo zijn er filter feeders, roofdieren en aaseters. Typisch in het benthos van de Noordzee is het voorkomen van 'biogene riffen': soorten die plaatselijk zeer talrijk aanwezig zijn, een habitat op zichzelf vormen en een belangrijke schakel zijn in de voedselketen van de Noordzee, bijv. schelpdierbanken van mosselen en oesters en banken van schelpkokerwormen.

Het benthos van de Noordzee is soortenrijk en vertoont een zeer sterke regionale variatie. Voor Nederland wordt doorgaans gesproken over de benthosgemeenschap van het Nederlands Continentaal Plat (NCP).

De meest soortenrijke benthosgemeenschappen van het NCP bevinden zich op de Doggersbank, de Oestergronden en het Friese Front (Craeymeersch et al. 2008; Daan et al. 2009). De Nederlandse Noordzeekustzone is aanzienlijk soortenarmer, onder andere door een lagere saliniteit, hogere variabiliteit in klimatologische en hydrologische omstandigheden en verstoring door de mens, zoals vervuiling en eutrofiëring (Craeymeersch et al. 2008). In paragraaf 7.3 van Bijlage 4 is de huidige situatie van benthos in en nabij het plangebied nader beschreven.

In Nederland is geen rode lijst voor mariene benthossoorten. Wel is in de Kaderrichtlijn Mariene Strategie het streven naar de terugkeer en het herstel van biogene riffen genoemd (Min. IenW & Min. LNV, 2018). Voor een aantal rifbouwende soorten zijn dan ook OSPAR-aanbevelingen uitgebracht over bescherming en/of herstel van de soorten en/of de habitats die zij vormen (OSPAR Commission 2013a, 2013b, 2013c, 2015). Deze soorten en habitats staan op de OSPAR-lijst van bedreigde of achteruitgaande soorten en habitats (OSPAR Commission 2008). Naast biogene riffen zijn ook de noordkromp en de purperslak opgenomen in de OSPAR-lijst.

Aanwezigheid beschermde soorten en biogene riffen

Binnen het plangebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschappen. Wel zijn nabij het plangebied in het kader van het MWTL-bemonsteringsprogramma de benthische soorten gemonitord met een bodemschaaf en boxcore, en heeft Oceana er twee bodemsurveys uitgevoerd.

In het plangebied komen zover bekend geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos et al. 2016) zoals de noordkromp (*Artica islandica*), purperslak (*Nucella lapillus*) en platte oester (*Ostrea edulis*). Met de voorspelde verspreiding lijken Sabellaria-banken, die beschermd zijn krachtens de OSPAR lijst als bedreigd habitat, voornamelijk buiten het Nederlandse deel van de Noordzee voor te komen in dynamische gebieden dicht bij de Engelse kust (Herman & van Rees 2022).

Echter, op de Bruine Bank zijn wel Sabellaria-banken aangetroffen (van der Reijden et al. 2019). Naast de Bruine Bank zijn Sabellaria-banken in het Nederlandse deel van de Noordzee vooralsnog enkel bekend van het Friese Front (observatie NIOZ Forage Fish Survey 2019⁵¹). Individuele Sabellaria is wel op meerdere andere locaties op het NCP waargenomen, maar hierbij vervullen ze niet de belangrijke riff-functie. Gezien de nabijheid van de Sabellaria-banken op de Bruine Bank en de vergelijkbare habitat bij het plangebied is er een redelijke kans dat deze ook in het plangebied aanwezig zijn.

7.3.2 Vissen

In de gehele Noordzee zijn 266 vissoorten waargenomen die potentieel deel uitmaken van de Noordzee-visgemeenschap, exclusief obligate zoetwatersoorten die incidenteel in estuaria aangetroffen worden (Daan, 2005), waarvan 138 op het NCP (Bos et al. 2016). In de visgemeenschap van de Noordzee kan onderscheid gemaakt worden tussen soorten met een pelagische (in de waterkolom) levenswijze (zoals haring en kabeljauw) en soorten met een bodemgebonden levenswijze (bijv. platvissen en grondels). Voor de verspreiding van bodemgebonden vissen geldt dat de hoogste aantallen gevonden worden gevonden in diep water, met bodems bestaande uit grof sediment. Niet-bodemgebonden vissen zijn talrijker langs de kust en in het noordelijke deel van het continentaal plat. Daarnaast zijn de trekvisser in grotere dichtheden

⁵¹ <https://www.nioz.nl/en/blog/niozatsea-north-sea-expediton-22-29-oktober-2019>

aanwezig nabij de riviermondingen. In paragraaf 7.2 van Bijlage 4 is de huidige situatie van vissen relevant voor het plangebied nader beschreven.

Binnen het plangebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen. Wel is er data van gestandaardiseerde visbemonsteringen uit de omgeving beschikbaar, waar informatie aan ontleend kan worden. Ook binnen het MWTL-bemonsteringsprogramma worden visdata ingewonnen. Zo is bij het bodemschaven ook de visvangst geregistreerd, al is deze methodiek niet specifiek ontwikkeld op het bemonsteren van vis. Voor dit MER is de data gebruikt van negen monsterlocaties op de Bruine Bank die zijn bemonsterd in 2019 en 2021. De monsterpunten op de Bruine Bank liggen dicht bij het plangebied en gezien de overeenkomsten in habitat is het aannemelijk dat er grote gelijkenissen zijn in het voorkomende onderwaterleven.

Viseieren en -larven

Viseieren en larven worden het hele jaar door aangetroffen in de wateren van het NCP, maar in het zuidelijk deel van de Noordzee worden de hoogste aantallen eieren gevonden van januari tot mei, en de hoogste aantallen vislarven van april tot en met juni (van Damme et al. 2011). De anadrome vissoort Atlantische steur (*Acipenser sturio*), beschermd conform het Soortendeel van de Wet Natuurbescherming, komt in zeer lage getalen voor in open zee waar ze nabij de bodem leven. Er is één bijzondere melding van de vangst van een Atlantische steur bij de Bruine Bank in 2016 (Nature today, 2017). In paragraaf 4.1 van Bijlage 4 is ook de huidige situatie van de viseieren en larven relevant voor het plangebied nader beschreven.

7.3.3 Zeezoogdieren

Soorten en beschermingsregime

Door de aanleg en daaropvolgend de exploitatie, het onderhoud en de uiteindelijke verwijdering van het windpark treden mogelijk effecten op het gedrag en/of de conditie van zeezoogdieren in de Noordzee op. Het gaat daarbij voornamelijk om zeehonden en bruinvissen. Andere soorten zeezoogdieren trekken zelden en onregelmatig door de Nederlandse wateren (zie bijvoorbeeld: Geelhoed SCV & T. van Polanen Petel, 2011). Dit komt doordat het zwaartepunt van hun leefgebied elders ligt. Dit is het geval bij de witsnuitdolfijn (*Lagenorhynchus albirostris*), dwergvinvis (*Balaenoptera acutorostrata*) en de tuimelaar (*Tursiops truncatus*lge). De aanwezigheid in het plangebied van deze soorten is dermate incidenteel dat geen belangrijke effecten van de aanleg, exploitatie of verwijdering van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populatie van deze soorten mogelijk zijn. Deze soorten worden daarom niet verder behandeld.

De bruinvis is beschermd onder verschillende conventies en verdragen, zoals de Conventie van Bern en de Conventie van Bonn en is gekwalificeerd als beschermde soort onder de Europese Habitatrichtlijn (Bijlage II en IV). Op basis van beschikbare informatie over de specifieke ecologische functie voor de bruinvis kan geen onderscheid gemaakt worden ten aanzien van het belang van afzonderlijke gebieden enerzijds en de rest van de Noordzee anderzijds. Bescherming van de sterk mobiele soort in een specifiek gebied is daarom niet geëigend, maar moet aansluiten bij de relevante ecologische schaal van het voorkomen van de populatie bruinvissen (het zuidelijke deel van de Noordzee).

De gewone zeehond en de grijze zeehond zijn eveneens beschermd onder verschillende conventies en verdragen. Beide soorten zijn gekwalificeerd als beschermde soorten onder de Europese Habitatrichtlijn (Bijlage II en V).

Bruinvis

Habitat

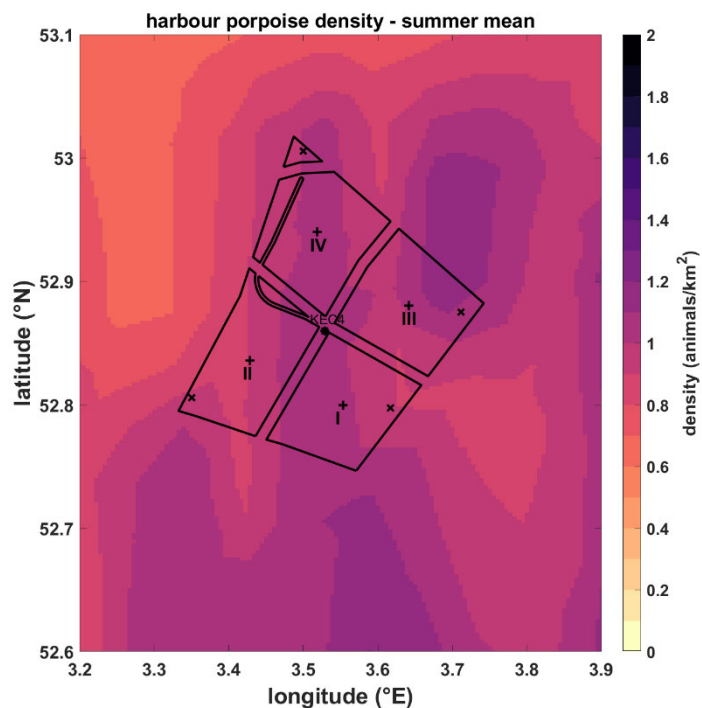
Van de walvisachtigen (Cetacea) is de bruinvis (*Phocoena phocoena*) de enige soort die met grote regelmaat in de Nederlandse kustwateren wordt gesignaleerd. De bruinvis is vooral een soort van het relatief ondiepe water van kustzeeën (zoals het NCP) en estuaria, maar wordt ook wel verder van de kust aangetroffen en tot op diepten van meer dan 200 meter (Goodson 1996, Read 1997). Ze zijn het talrijkst in relatief ondiepe kustwateren en zij foerageren vaak op de zeebodem. Ze eten verschillende soorten pelagische en demersale vis, maar ook inktvis, schaaldieren en borstelwormen (Camphuysen & Siemensma, 2011). De bruinvis leeft incidenteel in groepen van meer dan 100 dieren, maar meestal in losse verbanden. Onderzoek (Jansen, 2013) heeft uitgewezen dat verreweg het grootste aandeel van het dieet van bruinvissen uit pelagische en schoolvormende vissoorten bestaat.

Aantallen

In de eerste helft van de vorige eeuw was de bruinvis algemeen voorkomend in de Nederlandse kustzone, vanaf ongeveer 1940 werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt de bruinvis zich weer vrij algemeen voor onze kust op. Vermoed wordt dat bij deze verschuiving (en dus geen absolute toename) voedselgebrek in het noordelijke deel van de Noordzee een rol speelt. Latere studies laten deze toename nog duidelijker zien (deze toename wordt ook bevestigd door de waarnemingen van Geelhoed et al. (2010-2019)).

Voor bruinvissen is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 7.1 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

Figuur 7.1 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Zeehond

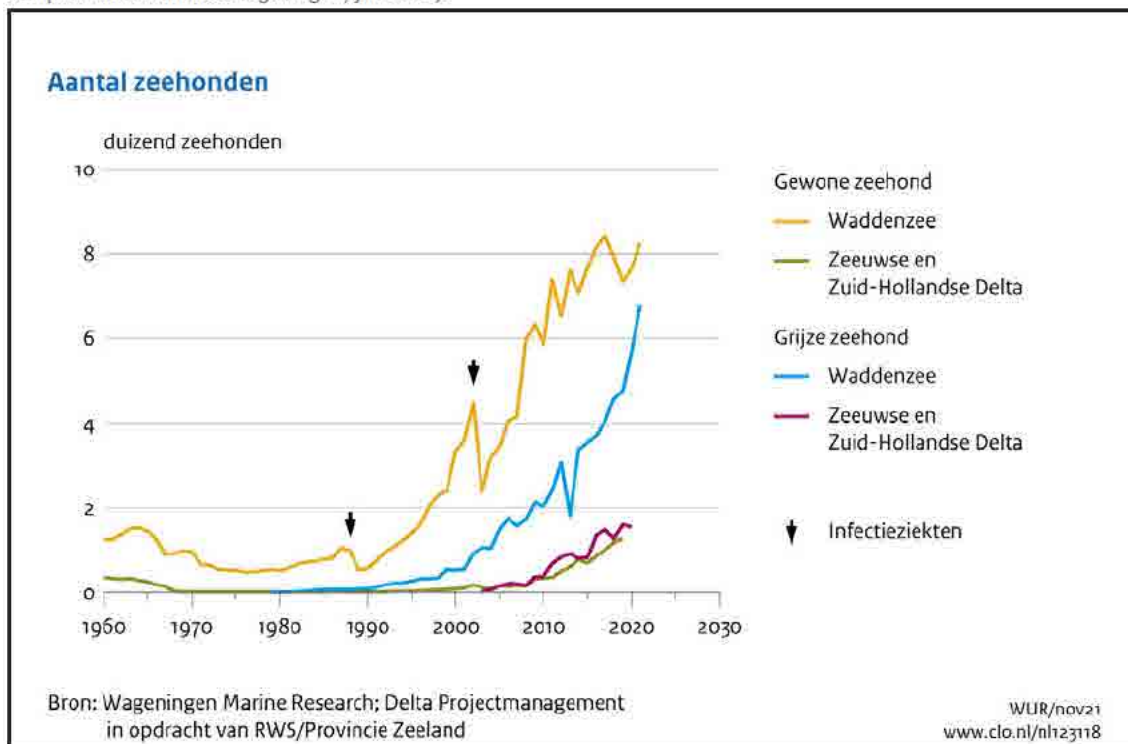
In Nederlandse wateren komen twee soorten zeehonden voor, gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Zowel de gewone als de grijze zeehond worden genoemd in bijlage II en V van de Habitatrichtlijn. Sinds de jaren 1980 zijn de aantallen van beide soorten in Nederlandse wateren exponentieel gegroeid, met uitzondering van de jaren 1988 en 2002 waarin een virusepidemie was uitgebroken.

Figuur 7.2 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta. De (landelijke) Staat van Instandhouding voor de gewone zeehond is matig ongunstig, voor de grijze zeehond is deze gunstig⁵².

Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland, met een populatieomvang van respectievelijk ongeveer 8.000 en 4.500 dieren in 2019 (zie Figuur 7.2). Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. Sinds circa 1980 en 2000 worden in respectievelijk de Waddenzee en het Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta ook grijze zeehonden gezien.

⁵² Beheerplan Waddenzee 2016-2022, Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2016)

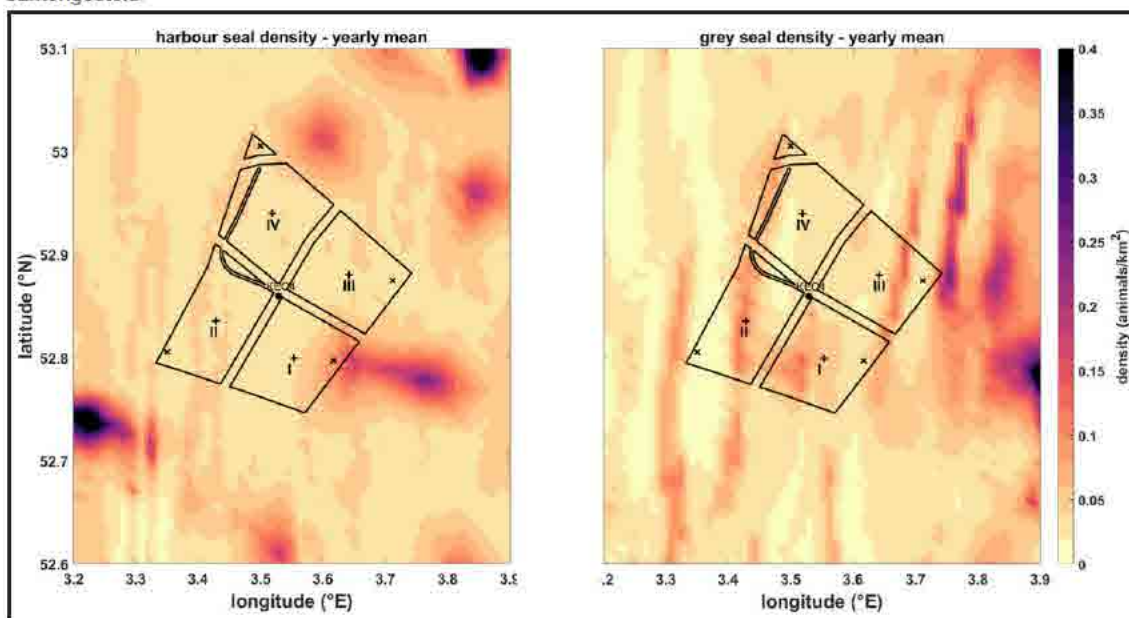
Figuur 7.2 Aantallen zeehonden in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta gebaseerd op jaarlijkse tellingen van grijze en gewone zeehonden in de Waddenzee en in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta (Bron: compendiumvoordeleefomgeving.nl, juli 2022).



Gewone zeehond

De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen. Voor de verspreiding van de gewone zeehond over de Noordzee is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021), zie Figuur 7.3. Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd.

Figuur 7.3 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.



Grijze zeehond

Sinds 1980 is de grijze zeehond terug in de Nederlandse wateren (Reijnders et al., 1995, Brasseur et al., 2015). Eeuwenlang werd de soort zelden waargenomen in ons land. De eerste jaren waren er maar weinig individuen. In 1985 werden de eerste jongen geboren en sindsdien is het aantal sterk toegenomen. De groei is echter ook in belangrijke mate het gevolg van import uit de Britse eilanden waar naar schatting 150.000 dieren zijn (Brasseur et al., 2015, SCOS 2018). De toename van de grijze zeehond was eerst in het westelijk Waddengebied zichtbaar, daarna langzaam in het oostelijk Waddengebied. Ook in Duitsland heeft zich een groeiende kolonie gevestigd, hoewel in Nederland verreweg de meeste dieren worden geteld (Brasseur et al., 2020).

7.4 Effectbeoordeling

In bijlage 4 is de effectbeschrijving voor benthos en vissen (inclusief viseieren en vislarven) opgenomen. In bijlage 6 is de effectbeschrijving voor zeezoogdieren opgenomen. In deze paragraaf zijn de conclusies en de uiteindelijke effectbeoordeling opgenomen.

7.4.1 Benthos

Op basis van de bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op benthospopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In Tabel 7.4 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling.

Tabel 7.4 Effectbeoordeling van de alternatieven van windenergiegebied IJmuiden Ver op bodemdieren.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67* 15MW	50 * 20 MW
Verstoring	0	0
Aantasting	_ 53	_ 53
Habitatverlies	0	0

Aanlegfase

Effecten op benthos kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen door heiwerkzaamheden, effecten door bodemberoerende werkzaamheden en effecten door verlies aan bodemareaal door het plaatsen van de windturbines en beschermende bestorting op de zeebodem.

Heiwerkzaamheden

Data over effecten door heigeluiden op benthos zijn maar zeer beperkt beschikbaar. Bij enkele benthossoorten (mosselen en kreeftachtigen) is tijdelijke gedragsverandering aangetoond tijdens blootstelling aan geluid (Roberts et al. 2015, 2016, Spiga et al. 2016, Corbett 2019). Bij monitoring van OWEZ en PAWP zijn geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie die op grote schade duiden door de constructie (Bergman et al. 2012, Vanagt et al. 2013). Gezien de relatief korte duur aan geluidsblootstelling en de beperkte aanwijzingen dat dit schade toebrengt aan benthossoorten worden negatieve effecten door geluidseffecten van heiwerkzaamheden op benthos als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoerende activiteiten

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom, al is dit in beperkte mate. Verschillende studies tonen aan dat typerende bodemsoorten zoals zwaardschede robuust zijn tegen deze verstoring. Schelpdieren in dit deel van de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt in de Noordzee (bijv. tijdens herfst- en winterstormen).

Verlies aan bodemareaal

Er zijn weinig onderbouwde meetreeksen waarbij effecten van de aanleg van een windpark op zee op het benthos is gekwantificeerd. Tijdens de bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase wordt een beperkt areaal zachte (zand)bodem vervangen door een harde bodemstructuur van de windturbinezulen en beschermende bestorting. Het areaal aan bodem dat beïnvloed zal worden in het plangebied is echter verwaarloosbaar ten opzichte van het totale bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Daarnaast zijn de betreffende soorten relatief algemeen en hebben een hoge populatiegroei. Bovendien zijn soorten door OSPAR aangemerkt als bedreigd en/of afnemend niet waargenomen.

Een uitzondering geldt voor Sabellaria-banken. Dit is een kritische habitat die mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort, die een rifbreedte van enkele meters kan bereiken en hiermee een habitat creëert voor andere soorten, kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd. Bij het worst case alternatief waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij de best case zal dat effect groter zijn. Daarbij beslaan gravity based en suction bucket funderingen een grotere oppervlakte dan monopile, tripod

⁶³ Met name vanwege de mogelijke aanwezigheid van voor Sabellaria-banken.

en jacket funderingen. Die laatste drie beslaan dus minder oppervlakte en zullen daarbij de kleinste effecten hebben. De fundering met het kleinste effect is de tripod in het best case alternatief.

Gebruiksfase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op benthos te verwachten. De windturbinezulen en beschermende bestortingen zullen naar alle waarschijnlijkheid gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemlevensgemeenschap. Bodemberoerende visserij in het plangebied wordt uitgesloten, wat in theorie mogelijk een marginaal positief effect heeft op de zacht substraat benthosgemeenschap in het gebied. Voor Sabellaria-banken is dit effect aangetoond in het Verenigd Koninkrijk, waar vóór en na de aanleg van het Thanet Offshore windpark geen nadelig effect werd aangetoond op het areaal aan Sabellaria-banken, er werd zelfs een toename geconstateerd binnen het plangebied (Pearce et al. 2014). Bij elkaar worden de effecten op het benthos in de gebruiksfase dan ook als marginaal positief (0/+) beoordeeld.

Verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase zullen de gemeenschappen die zich op de windturbinefunderingen hebben ontwikkeld weer verloren gaan. Verder treden vergelijkbare effecten op als in de aanlegfase. Er zijn geen blijvende effecten verwacht.

7.4.2 Vissen

Aanlegfase

Effecten op vissen kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen door heiwerkzaamheden en effecten door bodemberoerende werkzaamheden door het plaatsen van de windturbines en beschermende bestorting op de zeebodem en het trekken van de kabels. In Tabel 7.5 wordt een samenvatting gegeven van de effectbeoordeling.

Tabel 7.5 Effectbeoordeling van effecten op vissen van windenergiegebied IJmuiden Ver

Fase	Effecten windpark	Worst case	Best case
Aanleg	Geluidsrillingen door heien	n.v.t.	0/-
	Bodemberoering: vertroebeling	0	0
	Bodemberoering: habitatdestructie	0/-	0/-
Gebruik	Uitsluitel van visserij	0/+	0/+
	EMV door kabels	0/-	0/-
	Kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
Verwijdering	Verlies nieuw habitat	0	0

Heiwerkzaamheden

De beperkte veldstudies naar het gedrag van vissen tijdens heiwerkzaamheden lieten zien dat vissen wel tijdelijke gedragsverandering kunnen ondergaan wanneer er nabij wordt geheid, maar over het algemeen niet het gebied verlaten (Lafrate et al 2016, Knaap et al 2022). Negatieve effecten van trillingen die tijdens heiwerkzaamheden worden geproduceerd op vis(populaties) in het plangebied zijn niet aannemelijk.

Bodemberoerende werkzaamheden

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase, zoals het plaatsen van de funderingen en het storten van de erosiebescherming, kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Er zijn echter geen studies die duidelijk aantonen dat een dergelijke kleinschalige vertroebeling een nadelig effect heeft op vissen die in het plangebied voorkomen. Vissen in de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt (bijv. tijdens herfst- en winterstormen).

Bodemberoering heeft ook een direct effect op aanwezige vissen in het gebied. De zachte bodemstructuur wordt bij de turbines vervangen door een harde bodemstructuur. Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze hebben doorgaans een minder mobiele levenswijze en verschuilen zich in de bodem of tussen ruimtelijke structuren op de zeebodem. In het geval deze structuren aanwezig zijn op de locaties waar de windturbines, bestoringen en kabels worden geplaatst, kunnen de individuen geschaad of vernietigd worden. Het aandeel van de populatie van de relevante soorten, zoals roggen, dat op deze wijze beïnvloed kan worden is echter zeer beperkt ten opzichte van de totale populatie in dit deel van de Noordzee.

Exploitatiefase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op vissen te verwachten. Het uitsluiten van de sleepnetvisserij in het plangebied heeft mogelijk een marginaal positief effect op specifieke vissoorten zoals de kabeljauw. In de vismonitoring van het OWEZ-windpark bleek dat een groot deel van gezenderde juveniele kabeljauwen zich gedurende lange tijd in het windpark ophield waarmee sprake was een kraamkamerfunctie van het park (Winter et al., 2010, van Hal et al., 2012). Een vergelijkbare kraamkamerfunctie is ook aangetoond voor kabeljauw in een Belgisch windpark op zee (Reubens, 2011).

Over het effect van elektromagnetische velden (EMV) op vissen is nog maar weinig bekend, al zal dit voornamelijk van impact zijn op haaien en roggen. Veldstudies lieten tot dusverre geen barrièrewerking zien van windturbinekabels door EMV, maar wel werd aangetoond dat het gedrag van vissen kan veranderen bij de windturbinekabels (Westerberg & Lagenfelt 2008, Gill & Desender 2020, Copping et al.

2021). Gedragsverandering, al dan niet tijdelijk, kan wel schadelijk zijn voor een soort (bijvoorbeeld door energieverlies), maar onderzoeksresultaten hierover zijn nog niet beschikbaar.

Verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en bestortingen verwijderd. Naar verwachting zal dit harde substraat zich tijdens de operationele fase van het park als habitatype hebben ontwikkeld voor vissen. Soorten die het habitatype als schuilplaats en/of leefgebied gebruiken (soorten met een bodemgebonden levenswijze) kunnen hierbij direct geschaad en/of vernietigd worden. Verder zijn de effecten vergelijkbaar met de aanlegfase.

7.4.3 Zeezoogdieren

Op basis van de bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op de populatie van zeezoogdieren niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In Tabel 7.6 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling.

Tabel 7.6 Effectbeoordeling van effecten op zeezoogdieren tijdens de constructiefase van twee windparkalternatieven in het windenergiegebied IJmuiden Ver

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW	50 * 20 MW
Verstoord oppervlak (km ²)	0/-	0/-
Aantal aangetaste dieren	0/-	0/-
Aantal verstoorde dieren	0/-	0/-
Tijdsduur van de verstoring	0/-	0/-
Populatie-effecten	0/-	0/-

Aanlegfase

Tijdens de aanleg van het windpark treden effecten op voor zowel bruinvissen als zeehonden vanwege het onderwatergeluid dat ontstaat door heilactiviteiten. Tijdens het heien kunnen dieren verstoord worden, doordat zij zich binnen de geluidscontour bevinden waarbinnen een verandering van het gedrag optreedt. Het aantal dieren dat gehinderd wordt is afhankelijk van de omvang van de contour en de dichtheid van de diersoort ter plaatse. Vervolgens is de duur van verstoring van belang voor de mate van verstoring. Naast verstoring kan ook aantasting optreden. Er is sprake van aantasting bij permanente effecten op dieren. Beide effecten kunnen vervolgens weer invloed hebben op de populatie van de diersoort, op zowel het niveau van de Noordzee als het Nederlands continentaal plat.

Uit de berekeningen van HWE (bijlage 6) blijkt dat bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron, deze verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden, waardoor de effecten niet tot een verslechtering van de Staat van Instandhouding (Svi) leiden. Bij de berekeningen is er ook van uitgegaan, dat een 'soft start' procedure⁵⁴ wordt toegepast. Voor bruinvissen en zeehonden is de GSI niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

⁵⁴ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.

Het naleven van de geluidsnorm zorgt voor een dermate klein verstoord oppervlak dat de score voor bruinvissen op dit criterium neutraal (0) is. Dit geldt voor beide alternatieven. Wat betreft het aantal verstoorde en aangetaste dieren worden beide alternatieven licht negatief beoordeeld (0/-). Ten aanzien van de dierverstoringsdagen, het aantal aangetaste dieren en de populatiereductie op de Noordzee worden beide alternatieven tevens als licht negatief beoordeeld (0/-).

Voor zeehonden scoren beide alternatieven tevens licht negatief (0/-) ten aanzien van het verstoord oppervlak. Ten aanzien van het aantal zeehonden binnen dit verstoord oppervlak scoren beide alternatieven licht negatief (0/-). Ook wat betreft het aantal dierverstoringsdagen scoren zowel alternatief 1 als alternatief 2 licht negatief (0/-). Het aantal verstoorde dieren en de doorwerking hiervan op de populatie van de Noordzee zijn voor beide alternatieven zeer gering en worden daarom als licht negatief (0/-) beoordeeld.

Uitgaande van de worst-case benadering, wordt de beoordeling van de effecten voor de aanleg van het windpark, daar waar deze verschillend is tussen zeehonden en bruinvissen, de meest negatieve score voor de criteria van 'zeezoogdieren' gehanteerd.

Grensoverschrijdende en externe effecten

De berekeningen die zijn gedaan wat betreft de effecten op zeezoogdieren gelden voor de populatie binnen het NCP. Er zijn geen berekeningen gedaan voor andere populaties. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of het buitenland (zie Figuur 7.4, waarin de verstoringcontour op basis van $SEL_{ss}(750m) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ is weergegeven). Het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Gezien de grote afstand tot Natura 2000-gebieden die zijn aanwezig voor bruinvissen of zeehonden kan dezelfde conclusie worden getrokken bij het toepassen van de geluidnorm $SEL_{ss}(750m) = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Gebruiksfase

Voor zowel alternatief 1 als 2 zijn de effecten van onderwatergeluid van de draaiende windturbines gering en betekenen geen wezenlijk verlies aan foerageergebied (score neutraal (0)).

Gelet op het incidentele karakter van de inzet van schepen voor onderhoud aan het windpark, in vergelijking met de vele andere schepen die zich in dit drukbevaren deel van de Noordzee bevinden, worden de effecten (voor beide alternatieven) van het onderwatergeluid door de aanwezigheid van werkschepen in het windpark op zeezoogdieren als verwaarloosbaar ingeschat en scoort neutraal (0).

Verwijderingsfase

Tijdens de verwijdering van het windpark wordt een tijdelijk, beperkt negatief effect verwacht (score 0/-) vanwege het optreden van onderwatergeluid tijdens verwijdering van de fundaties van de windturbines.

Figuur 7.4 Verstoringcontour voor bruinvissen door heien voor de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver in relatie tot Natura 2000 gebieden



7.4.4 Conclusie effectbeoordeling

De toetsing aan de gebiedsbescherming uit de Wet natuurbescherming gebeurt in bijlage 9. De toetsing aan de soortenbescherming in bijlage 8.

Figuur 7.5 Effectbeoordeling onderwaterleven

Type	Fase	Effectbeoordeling	Ijver	
			Alt. 1	Alt. 2
Benthos	Alle	Verstoring Aantasting Habitatverlies	0 - ⁵⁵ 0/+	0 - 0/+
Vissen	Alle	Verstoring Aantasting Habitatverlies	0/- 0/- 0	0/- 0/- 0
Zeezoogdieren	Constructie	Verstoord oppervlak (km ²) Aantal verstoorde dieren Dierverstoringsdagen Aantal aangetaste dieren Populatie-effecten (Noordzee)	0 0/- 0/- 0/- 0/-	0 0/- 0/- 0/- 0/-
Zeezoogdieren	Operationeel	Verstoord oppervlak (km ²) Aantal verstoorde dieren	0 0	0 0
Zeezoogdieren	Verwijdering	Verstoord oppervlak (km ²) Aantal verstoorde dieren	0/- 0/-	0/- 0/-

7.5 Mitigerende maatregelen

7.5.1 Benthos en vissen

Zoals beschreven in paragraaf 7.4.1 en 7.4.2, zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap op de funderingen en bestortingen ontwikkelen die uit een hoog aantal en dichtheid benthos- en vissoorten bestaat. Deze gemeenschap gaat verloren als de windturbinezulen en bestortingen worden verwijderd.

Voor het verwijderen van de monopalen zullen waarschijnlijk geen alternatieven bestaan. Voor de bestortingen kunnen mogelijk wel alternatieve materialen worden gebruikt die voldoende sterk zijn voor een beschermende functie tijdens de operationele fase van het windpark maar op termijn op natuurlijke wijze afbreken. Er zijn bijvoorbeeld recentelijk innovaties ontwikkeld in biologische afbreekbare betonstructuren. Mits vergund, kunnen dergelijke materialen na de operationele fase worden achtergelaten en een langdurige functie hebben voor de benthos- en visgemeenschap op het substraat. De afbraak en integratie van het materiaal zal geleidelijk gaan waardoor de aanwezige gemeenschap zich kan aanpassen of kan herstellen (zoals meegroeïende schelpdierbanken).

De negatieve effecten van ruimtebeslag op bodemdieren en vissen kunnen worden beperkt door te kiezen voor een fundering met beperktere omvang. Hiermee zullen echter ook de positieve effecten kleiner worden. De negatieve effecten van geluid/trillingen op vissen kunnen worden beperkt door te kiezen voor funderingen die niet hoeven te worden geheid.

⁵⁵ Afhankelijk van de aanwezigheid van biogene riffen

Om het negatieve effect door bodemberoering op biogene riffen te minimaliseren kan voorafgaand aan de aanleg een inventarisatie plaatsvinden of en op welke locaties biogene riffen voorkomen in het plangebied. Hierna zouden mitigerende maatregelen genomen kunnen worden om de riffen zo veel als mogelijk te ontzien bij plaatsing turbines en kabels.

7.5.2 Zeezoogdieren

Er zijn verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Uit de analyses is gebleken dat het aantal dierverstoringsdagen maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Daarbij is ervan uitgegaan dat permanente effecten op het gehoor (PTS: permanent threshold shift) zullen worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde Acoustic Deterrent Devices en toepassing van de slow start-procedure.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal impulsdagen. Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoord gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

- De oppervlakte door geluid verstoord gebied te beperken door en/of
- De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
- Het aantal impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken of
- Een andere, minder geluid producerende funderingstechniek gebruiken (trillen of schroeven).

Deze opties worden hieronder nader beschreven.

De oppervlakte van het verstoord gebied kan worden beperkt door:

- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen en dergelijke).
- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief geringe waterdiepte te kiezen;

Heien bij lage dichtheid zeezoogdieren

De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de herfst lager dan in het voorjaar en de zomer, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringcontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Het aantal impulsdagen beperken

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere heienergie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsoppervlak in principe echter niet uit met welke energie wordt geheid. Op 750 m van de heilocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen verschillende alternatieven geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak zal zijn, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines.

Toepassen van alternatieve funderingstechnieken

Tot dusver zijn windturbinefunderingen altijd geheid, waarbij een impulsief geluid met grote amplitude ontstaat. Andere technieken dan heien, zoals trillen, schroeven of blue piling, zijn mogelijk minder verstrend. Tevens kan er gekozen worden voor het toepassen van andere funderingen om de verstoring te minimaliseren, zoals tripods, jackets of suction buckets. Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog (vrijwel) niet in de praktijk toegepast.

7.6 Cumulatie

7.6.1 Benthos en vissen

De toename van het aantal windturbines en de bijbehorende erosiebescherming zou op termijn veranderingen in stroming, stratificatie en primaire productie teweeg kunnen brengen (Williamson et al 2019, Dorrell et al 2021). Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark zijn modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat er in de toekomst zal gebeuren. Positief dan wel negatieve effecten zijn nog niet uit te sluiten.

Faciliteren vestiging exoten

Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak door turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten van dit deel van de Noordzee faciliteren/versnellen. De windparken kunnen hierbij fungeren als stepping stone terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transportvector. De vestiging van nieuwe exotische soorten kan mogelijk leiden tot economische en ecologische schade. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht. Mogelijk gaan bovengenoemde toekomstige onderzoeken hier antwoord op geven.

7.6.2 Zeezoogdieren

Afbakening

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Mogelijke effecten van continu geluid (waaronder scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven.

Scenario's

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen voor de kavels I tot en met IV, in combinatie met de constructie van twee TenneT-platforms en seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zeekabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TenneT-platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt. De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van IJmuiden Ver hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 6.

Volgens het scenario dat voor het KEC 4.0 is ontwikkeld worden in dezelfde periode dat voor IJmuiden Ver wordt gebouwd, ook drie windparken door andere landen rond de Noordzee aangelegd. Het betreft het Duitse N-3.6, het Princess Elisabeth Fairybank windpark in België en Norfolk Boreas in het Verenigd Koninkrijk. Van geen van deze windparken zullen de verstoringscontouren tijdens de aanleg overlappen met het NCP. Daarmee is uit te sluiten dat in de periode van aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver ook effecten van de aanleg van andere windparken op het aantal, aan het NCP toegerekende bruinvissen optreden.

Effecten op bruinvissen

Toepassing geluidnorm: SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa²s

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen, het bijbehorende TenneT-platform en het daarvoor benodigde seismische onderzoek zijn opgenomen in Tabel 7.7 en Tabel 7.8. Ter indicatie zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismisch onderzoek hierin ook opgenomen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 160 dB re 1 μ Pa²s.

Tabel 7.7 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens [alternatief 1](#) (267 windturbines van 15 MW) en een onderwatergeluidnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa²s, de twee TenneT-platforms en het benodigde seismisch vooronderzoek

	Impulsdagen	Dieverstoringsdagen (x 1000)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopilefunderingen	267	153 ± 11
Totaal funderingen turbines en platforms		164 ± 11

Tabel 7.8 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens [alternatief 2](#) (200 windturbines van 20 MW) en een onderwatergeluidnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa²s, de twee TenneT-platforms en het benodigde seismisch vooronderzoek

	Impulsdagen	Dieverstoringsdagen (x 1000)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopilefunderingen	200	105 ± 9

Aanleg Tripod-funderingen	200	99 ± 10
Aanleg Jacket-funderingen	200	98 ± 9
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 115 ± 9

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft ten opzichte van de huidige situatie (zonder aanleg van windparken). Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor beide alternatieven en in alle gevallen onder het totaal van ca. 169.000 bruinvisverstoringsdagen dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend.

Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Toepassing geluidnorm: SELSS (750m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$

Er zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij ervan is uitgegaan dat bij het heien van de turbinefunderingen een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. De resultaten van de berekeningen zijn opgenomen in Tabel 7.9 en Tabel 7.10.

Tabel 7.9 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvisen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen SEL_{SS} (750 m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	234 ± 16
Totaal funderingen turbines en platforms		244 ± 11

Tabel 7.10 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvisen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 200 turbines van 20 MW), de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen SEL_{SS} (750 m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	165 ± 11
Aanleg Tripod-funderingen	200	156 ± 13
Aanleg Jacket-funderingen	200	155 ± 12
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 175 ± 9

Uit de resultaten blijkt dat bij de constructie van funderingen voor windturbines (met de geluidnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa²s) en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 het totale aantal bruinvisverstoringdagen het totaal van ca. 169.000 bruinvisverstoringdagen wordt overschreden dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde van 169.000 bruinvisverstoringdagen zoals berekend in het KEC 4.0 konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Bij de constructie van turbinefunderingen (met de geluidnorm van SELSS (750m) = 164 dB re 1 μ Pa²s) en TenneT platforms volgens alternatief 2 ligt het totaal aantal berekende bruinvisverstoringdagen in dezelfde orde van grootte als de waarde van het KEC 4.0. Omdat de in het KEC 4.0 berekende waarde van het totaal aantal bruinvisverstoringdagen voor de kavels I – IV niet (substantieel) wordt overschreden bij alternatief 2 is de conclusie dat voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten. Bij de constructie volgens alternatief 1 wordt het totale aantal bruinvisverstoringdagen voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver volgens het KEC 4.0 met ongeveer 44% overschreden bij toepassing van de geluidnorm van SELSS (750m) = 164 dB re 1 μ Pa²s. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm⁵⁶ echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie paragraaf 4.3 van bijlage 6).

Effecten op zeehonden

Gewone zeehond

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 7.11 en Tabel 7.12. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SEL_{ss} = 160 dB re 1 μ Pa²s.

Tabel 7.11 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 turbines 15 van MW) en een onderwatergeluidnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa²s en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (x 100)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopilefunderingen	67	29 ± 3
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 3

Tabel 7.12 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 (50 turbines van 20 MW) en een onderwatergeluidnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa²s en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (x 100)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopilefunderingen	50	19 ± 2

⁵⁶ De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken.

Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 2
Aanleg Jacket-funderingen	50	17 ± 2
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 19 ± 2

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populatie op het NCP op minimaal 95% van het niveau blijft vóór de aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierverstoringsdagen voor gewone zeehonden voor beide alternatieven en in alle gevallen ruim onder het totaal van ongeveer 4.200 dierverstoringsdagen dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend.

Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de populatie van gewone zeehonden worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Grijze zeehond

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van grijze zeehonden. Voor deze soort is in het KEC 4.0 berekend dat significante effecten op de populatie zijn uit te sluiten bij ca. 45.200 dierverstoringsdagen voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met de effecten van aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in Tabel 7.13 en Tabel 7.14. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Tabel 7.13 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens [alternatief 1](#) (67 turbines 15 van MW) en een onderwatergeluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (x 100)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopilefunderingen	67	30 ± 6
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 6

Tabel 7.14 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens [alternatief 2](#) (50 turbines van 20 MW) en een onderwatergeluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (x 100)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopilefunderingen	50	19 ± 4
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 4
Aanleg Jacket-funderingen	50	18 ± 4
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 20 ± 4

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidnorm van $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm⁵⁷ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

Cumulatieve effecten Wind op zee op het NCP (2016 – 2030)

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend. Hieruit bleken geen significante cumulatieve effecten. Zie ook het achtergronddocument (bijlage 6) en de Passende Beoordeling (bijlage 9). Ook als er wordt uitgegaan van een hogere geluidnorm van van $SEL_{ss} (750) = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$ voor de windkavels IJmuiden Ver I-IV, V en VI en Nederwiek I, zijn significant cumulatieve effecten uit te sluiten.

7.6.3 Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In de voorgaande paragrafen is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringcontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de paragraaf 7.6.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten, uitgaande van de geluidnorm voor het heien in de windparken van $SEL_{ss} (750m) = 160$ of 164 dB re $1 \mu Pa^2s$. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met een van de gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In voorgaande paragraaf en bijlage 6 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten, uitgaande van de geluidnorm voor het heien in de windparken van $SEL_{ss} (750m) = 160$ of 164 dB re $1 \mu Pa^2s$. Negatieve gevolgen voor de

⁵⁷ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

7.7 Leemten in kennis

7.7.1 Benthos

Kennisleemten bestaan ten aanzien van het kunnen voorspellen van de gevolgen van de abiotische veranderingen (vooral sedimentverandering in de omgeving van het windpark) op benthos. Ook de gevolgen van elektromagnetische velden langs de kabels zijn nog niet goed bekend. Daarnaast staat het onderzoek naar de effecten van zeebodenvibraties vanwege heiwerkzaamheden nog in de kinderschoenen (Roberts & Elliot 2017). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn, en of deze effecten door kunnen werken op gemeenschaps- en populatieniveau.

Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark zijn modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat er in de toekomst zal gebeuren. Positief dan wel negatieve effecten zijn nog niet uit te sluiten.

Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak door turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten van dit deel van de Noordzee faciliteren/versnellen. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht.

7.7.2 Vissen

Een belangrijke leemte in kennis betreft de invloed van menselijke geluidsbronnen op in of in de nabijheid van de bodem levende vissen en ongewervelde dieren (Hawkins et al. 2021). Het is waarschijnlijk er vissen en bepaalde ongewervelden zijn die dit kunnen waarnemen. Of dit ook tot effecten op het gedrag en de fitness leidt, is onbekend. Voor vissen is al het nodige onderzoek uitgevoerd naar de effecten van onderwatergeluid op vissen (Bolle et al, 2012, Debusschere et al. 2014, Popper et al. 2014). Hieruit blijkt dat vissen veel minder gevoelig zijn voor onderwatergeluid dan zeezoogdieren en dat sommige soorten (met zwemblaas) gevoeliger zijn dan andere soorten.

Ook worden in de kavelbesluiten enkel geluidsnormen genoemd voor de constructiefase (vooral vanwege het heien van de funderingen), maar niet voor de operationele fase van het windpark. Dit maakt het mogelijk dat windparkontwikkelaars de tipsnelheid van rotors onbegrensd kunnen verhogen, wat hogere geluidsniveaus in de operationele fase, ook waarschijnlijk onder water, met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vissen, is niet te zeggen of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Vooralsnog is niet bekend of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande operationele geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus op het gedrag van vissen zal dit moeten aantonen.

7.7.3 Zeezoogdieren

Onzekerheden in de procedure voor het bepalen van populatie-effecten

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden door een min of meer bekende variatie, of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook door het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Hieronder volgt een overzicht.

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

Ondanks dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SELS_{ss} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SELSS. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SELSS die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral vanwege de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

In de berekeningen voor bruinvissen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe.

Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsooppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sekse- en leeftijd-specifieke variatie hierin.

In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel

van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld, ondanks dat de Nederlandse overheid een pilot is gestart om levend gestrande bruinvissen, na rehabilitatie, voorzien van een zender in zee terug te zetten (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (vulnerable subpopulation) is een van de parameters in het interim Population Consequences of Disturbance (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een vulnerable subpopulation die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de home range van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018).

Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de vulnerable subpopulation onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de vulnerable subpopulation een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de vulnerable subpopulation. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de vulnerable subpopulation. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de vulnerable subpopulation. Een keuze voor een relatieve grote vulnerable subpopulation reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.

Doorvertalen van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates

Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en vital rates is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam samen met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren.

Het is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

Aannames in iPCoD-model over populatieontwikkeling en demografische parameters

In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, oftewel een afname door de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch.

Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de carrying capacity bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?

Toepassen van Interim PCoD-model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden

Voor de gewone en de grijze zeehond zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd 'agent based' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget.

Inmiddels is door WMR, samen met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de vulnerable subpopulation behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

Overige onzekerheden

Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken

Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast. Dit heeft er onder andere mee te maken dat nog niet zeker is of de monopiles bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd is als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken.

In het SIMOX-project (Sustainable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht (www.grow-offshorewind.nl/). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen

In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopilefunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods.

Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopilefundering. Als dat meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.

Continu geluid tijdens de aanleg- en exploitatiefase

Resultaten van recent onderzoek dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc.

Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringafstanden dan verstoringafstanden door (niet gemitigeerd) heigeluid. In een zeer recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma Le Gall et al., 2021). Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende kwantitatieve gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar.

De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).

Verwijdering bestaande windparken en onderwatergeluid

Verschuillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

8 Scheepvaartveiligheid

8.1 Inleiding

Een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan effect hebben op de scheepvaartveiligheid. Schepen kunnen in aanvaring komen met windturbines, en de aanwezigheid van een windpark kan daarnaast ook leiden tot een verhoogde kans op aanvaringen tussen schepen. Zie Figuur 8.1 voor scheepvaart corridors rondom de kavels van IJmuiden Ver. Effecten op scheepvaartveiligheid zijn daarom een belangrijk aandachtspunt bij de besluitvorming rondom windparken op zee.

Een aanvaring op zee kan grote milieugevolgen hebben. Voorbeelden hiervan zijn de olieverontreinigingen die in 2002 zijn opgetreden bij scheepsrampen bij de Noordkust van Spanje (de enkelwandige olietanker Prestige) en de Zuidoostkust van Engeland (de Tricolor). Aanvaringen met offshore wind-infrastructuur zijn bovendien zeker niet ondenkbaar. Een voorbeeld hiervan is de aanvaring van het op drift geraakte vrachtschip Julietta D met het TenneT platform van het windpark Hollandse Kust Zuid.⁵⁸

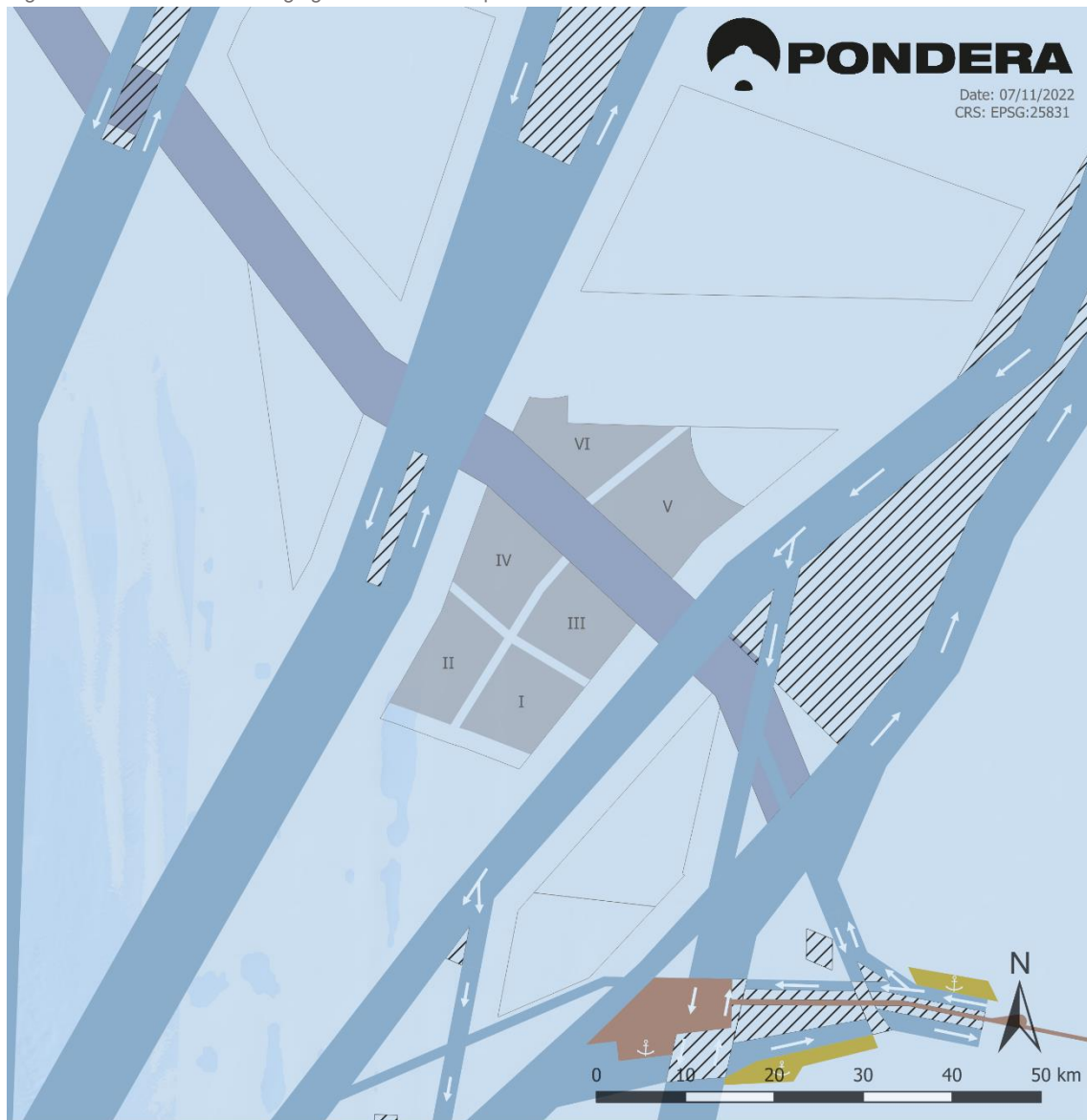
Om de effecten op scheepvaartveiligheid in beeld te brengen is een specialistische veiligheidsstudie uitgevoerd door MARIN. De rapportage van MARIN is opgenomen in bijlage 7. In dit hoofdstuk zijn de resultaten van deze studie samengevat. Het is hierbij goed om op te merken dat er een aantal kanttekeningen zijn te plaatsen bij de modellering van met name de gevolgschade. Zie hiervoor paragraaf 8.4.3. De resultaten zijn wel het beste wat in kwantitatieve termen beschikbaar is en zijn ook gebruikt in eerder effectonderzoeken voor kavelbesluiten. Daar waar nodig zijn bij de kwantitatieve uitkomsten nuances aangebracht, mede op basis van de cumulatieve studie van MARIN⁵⁹.

Het uitgangspunt in dit MER is dat er geen integrale doorvaart door het windpark plaatsvindt. Aan beide zijden van het windenergiegebied IJmuiden Ver loopt een baan voor de scheepvaart. Bovendien is er aan de noordzijde van de kavels III en IV extra ruimte voorzien door een afstand van ten minste 500 meter aan te houden tot de buitenste windturbines van die windkavels. In eerdere m.e.r. studies en binnen de cumulatieve studie van MARIN is aangenomen dat schepen tot een grootte van 46 meter integraal door de parken mogen varen. Er is sindsdien echter een beleidswijziging doorgevoerd (Programma Noordzee 2022-2027). Hierdoor is op dit moment het uitgangspunt om geen integrale doorvaart door windparken mogelijk te maken, maar doorvaart te beperken tot enkele vastgestelde passagestroken. Een dergelijke passagestrook is niet voorzien in de kavel, maar zoals aangegeven is er aan de noordkant van kavels III en IV een clearway beoogd. In de studie naar de cumulatieve effecten van windparken op scheepvaart is de situatie met integrale doorvaart toch opgenomen als worst-case scenario. Verderop in dit hoofdstuk wordt daarop nog verder ingegaan.

⁵⁸ <https://nos.nl/artikel/2415179-stuurloos-vrachtschip-op-sleptouw-na-aanvaring-noordzee>

⁵⁹ J.T.M. van Doorn, A.M. Duursma, Y.Koldenhof, J. Valstar, WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen. MARIN, 31132-3-MSCN-rev.1.0, 13 mei 2019

Figuur 8.1 Kavels en windenergiegebieden en scheepvaart



Legenda

Aangewezen windenergiegebieden

Bruto Kavel

Verkeerscheidingsstelsel Scheepvaart

Clearway

Clearway (beoogd)

Vaargeul

Seperatiezones

Ankergebieden

8.2 Te beschouwen bandbreedte en alternatieven

In eerdere studies over scheepvaartveiligheid voor kavels in windenergiegebieden in Nederland is ervoor gekozen twee configuraties te kiezen met een verschillend aantal windturbines, bijvoorbeeld één met 8 MW windturbines op jackets en één met 10 MW windturbines op monopiles. Deze twee configuraties geven samen een goede indicatie van de bandbreedte van de aanvaringskansen van windturbines. De algemene conclusie in de vorige studies was echter dat een kleiner aantal windturbines ook kleinere verwachte aanvaar- en aandrijfkansen opleverde, en dus een kleinere kans per MW. Bij de studie voor het windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden is er vervolgens voor gekozen om een veiligheidsstudie voor één inrichtingsvariant met de grootste verwachte effecten voor de kavel uit te voeren (worst case-benadering), en niet een vergelijking tussen twee configuraties (inrichtingen) te maken. Die methodiek wordt ook in dit MER voor IJmuiden Ver voortgezet.

Er is gekozen voor een configuratie met 67 windturbines met een vermogen van 15 MW, geplaatst op monopiles. Daar waar relevant zullen de effecten van een jacket of tripod worden benoemd. Dit is de configuratie met de meeste windturbines en dit vormt daarmee dan ook voor scheepvaartveiligheid de worst case. Configuraties met minder windturbines leveren dan ook een minder grote kans op aanvaringen en aandrijvingen.

8.3 Beoordelingskader

Voor de voorspelling van de effecten van het windpark op het aspect scheepvaartveiligheid worden de beoordelingscriteria uit Tabel 8.1 gebruikt. Met deze beoordelingscriteria zijn de effecten van het windpark op de scheepvaartveiligheid beschreven. De effecten zijn kwantitatief en deels kwalitatief beschreven.

Tabel 8.1 Overzicht deelaspecten en beoordelingscriteria scheepvaartveiligheid

Deelaspecten	Beoordelingscriteria
Aanvaringsrisico	Kans op aanvaring en aandrijving met windturbines Gevolgschade van aanvaring en aandrijving
Scheepvaartbewegingen	Uitwijkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart

8.4 Aanpak MARIN

Om de effecten van een windpark in kavel I IJmuiden Ver (op basis van een worst case configuratie met het meeste aantal windturbines) op de scheepvaart te kunnen berekenen moet de nieuwe afwikkeling van het scheepvaartverkeer voor de situatie met het windpark in SAMSON gemodelleerd worden. In de volgende paragraaf wordt het SAMSON-model geïntroduceerd.

De scheepvaart moet het windpark op minimaal 500 meter passeren vanwege de beoogde clearway. De mate waarin de verkeersafwikkeling wordt beïnvloed, hangt af van de grootte en ligging van het windpark. Voor de locatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver wordt daarom de modellering van het routegebonden verkeer gebruikt zoals deze aangemaakt is voor een studie naar de cumulatieve effecten van alle windenergiegebieden die verwacht worden gebouwd te zijn in 2030 en met doorkijk naar 2040⁶⁰. Vervolgens kunnen de ongevalskansmodellen van SAMSON toegepast worden voor het doorrekenen van de effecten van het windpark voor de scheepvaart.

⁶⁰ Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

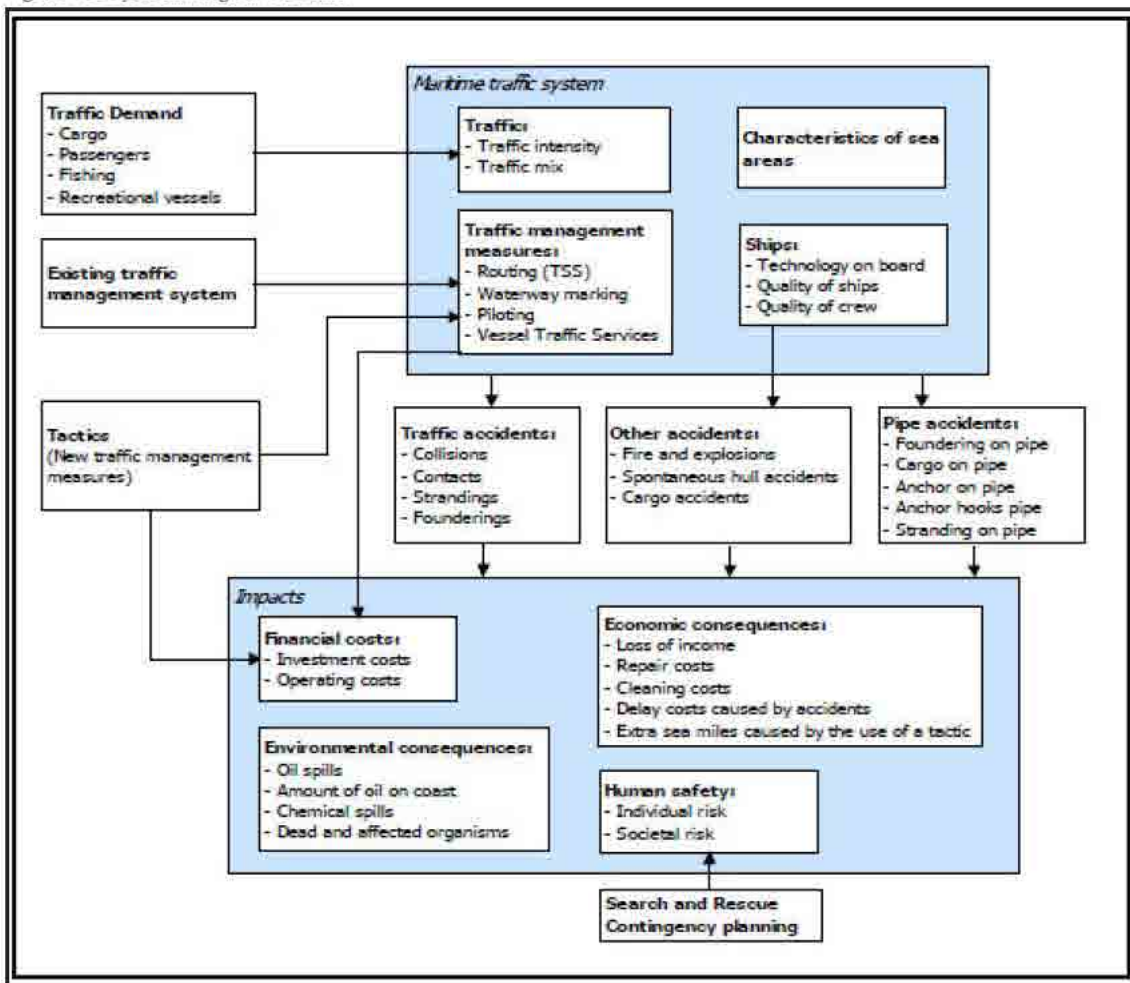
8.4.1 Het SAMSON-model

Het SAMSON-model (Safety Assessment Model for Shipping and Offshore on the North Sea) is ontwikkeld voor het voorspellen van effecten van ruimtelijke ontwikkelingen in de Noordzee, van ontwikkelingen in de scheepvaart zelf en van (beleids)maatregelen ten aanzien van de scheepvaart. De effecten die met het model bepaald kunnen worden bestaan uit:

- Aantal ongevallen per jaar, onderverdeeld naar aard van de ongevallen en betrokken schepen en objecten.
- Omgevaren afstand en gerelateerde kosten.
- Emissie van milieugevaarlijke stoffen.
- Consequenties van ongevallen, zoals het uitstromen van lading- of bunkerolie of persoonlijk letsel.

Het model is ontwikkeld voor het Ministerie van Infrastructuur en Water en wordt gebruikt om de kansen en consequenties van alle type ongevallen op zee te schatten. In Figuur 8.2 is het systeemdiagram van het SAMSON-model weergegeven. Vrijwel alle blokken in dit diagram zijn beschikbaar binnen het model. Het grote blok 'Maritime traffic system' (rechts boven) bevat vier sub-blokken die samen een beeld geven van het verkeersbeeld. De ongevalskansmodellen voor een aanvaring, stranding, brand/explosie etc. worden gebruikt om de ongevalsfrequentie te voorspellen gebaseerd op het verkeersbeeld. Het grote blok 'Impacts' bevat de sub-blokken waarmee de consequenties van ongevallen worden bepaald.

Figuur 8.2 Systeendiagram Samson



Scheepvaartverkeer

Voor de berekeningen wordt gebruik gemaakt van een verkeersdatabase. Een verkeersdata-base bevat links, linkintensiteiten en linkkarakteristieken. Een link is de rechte verbinding tussen twee punten. De linkintensiteit beschrijft het aantal schepen dat per jaar over die link vaart, onderverdeeld naar scheepstype en scheepsgrootte. De linkkarakteristiek beschrijft hoe breed de link is, en wat de verdeling van het verkeer over die link is. Het verkeer op zee wordt onderverdeeld in twee groepen, namelijk het "routegebonden" en het "niet-routegebonden" verkeer. Het routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de koopvaardij-schepen, die op weg zijn van haven A naar haven B. Het niet-routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de schepen die een missie ergens op zee hebben, zoals visserij, supplyvaart⁶¹, werkvaart en recreatievaart. In SAMSON worden deze scheepsgroepen op een verschillende manier gemodelleerd.

Routegebonden scheepvaart

De routegebonden scheepvaart is gemodelleerd op scheepvaartroutes over de Noordzee. Vanwege de ligging van de havens en de verkeersscheidingsstelsels (VSS) beweegt het grootste deel van deze

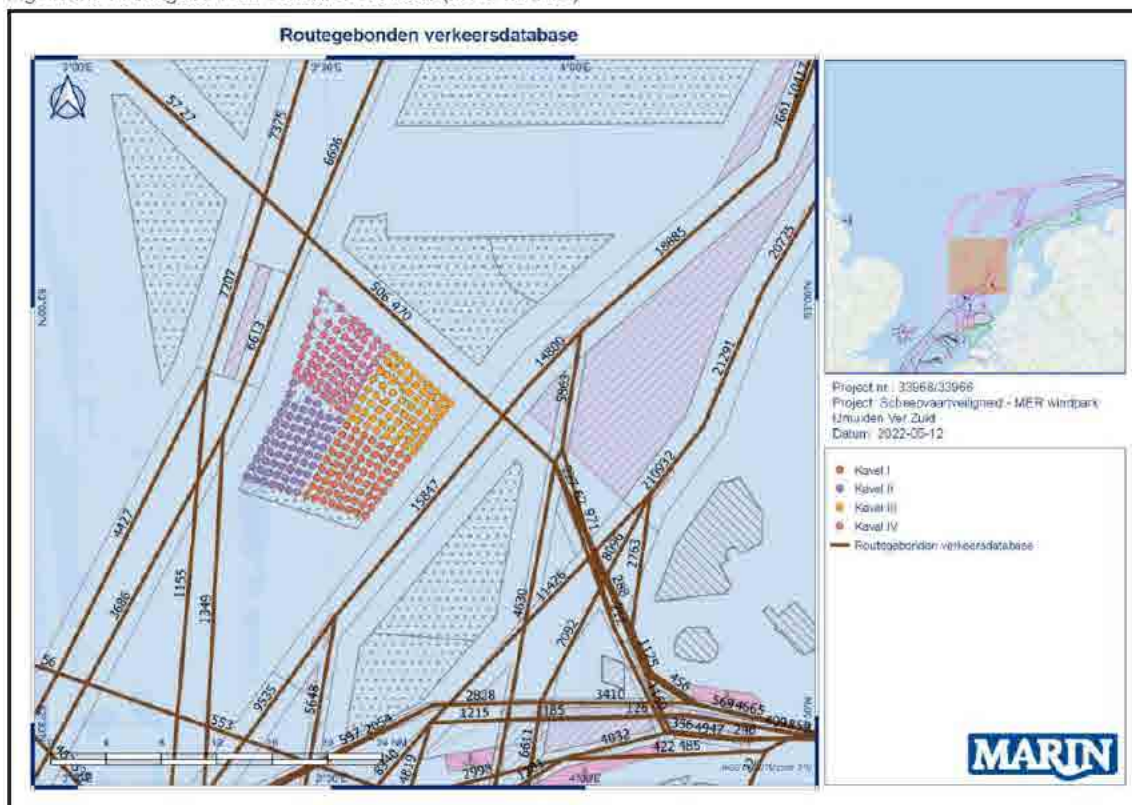
⁶¹ Het voorzien van bijvoorbeeld offshore platforms van noodzakelijke artikelen, zoals levensmiddelen maar ook reserveonderdelen.

schepen zich over een netwerk van links (met een bepaalde breedte), vergelijkbaar met het wegennetwerk op het land, Figuur 8.3. In de praktijk kunnen er schepen buiten deze links varen, aangezien men overal mag varen zolang men de regels in acht neemt. Het aandeel van het verkeer dat buiten de routes vaart is echter zeer klein, aangezien de links de kortste en veiligste verbindingen tussen havens omvatten waarbij rekening wordt gehouden met ondieptes en andere obstakels.

In de studie van het MARIN wordt in de basis gebruik gemaakt van de uitgangspunten die gebruikt zijn binnen het onderzoek naar de cumulatieve effecten van wind op zee⁶⁰, voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040. Omdat in die studie geen rekening is gehouden met de verkeersgroei, is de verkeersdatabase voor dit MER-onderzoek gecorrigeerd met de groeicijfers zoals vastgesteld door de Erasmus Universiteit. Die groeicijfers zijn ook al eerder toegepast in de studie van Doorn et al.⁵⁹

In het onderzoek naar de scheepvaartveiligheid van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn, in tegenstelling tot de eerdergenoemde onderzoeken naar cumulatieve effecten, de windturbineposities gehanteerd voor de windparken waarvan die al bekend zijn. In de cumulatieve studies werd een uniform grid gebruikt.

Figuur 8.3 Routegebonden verkeersdatabase (bron: MARIN)



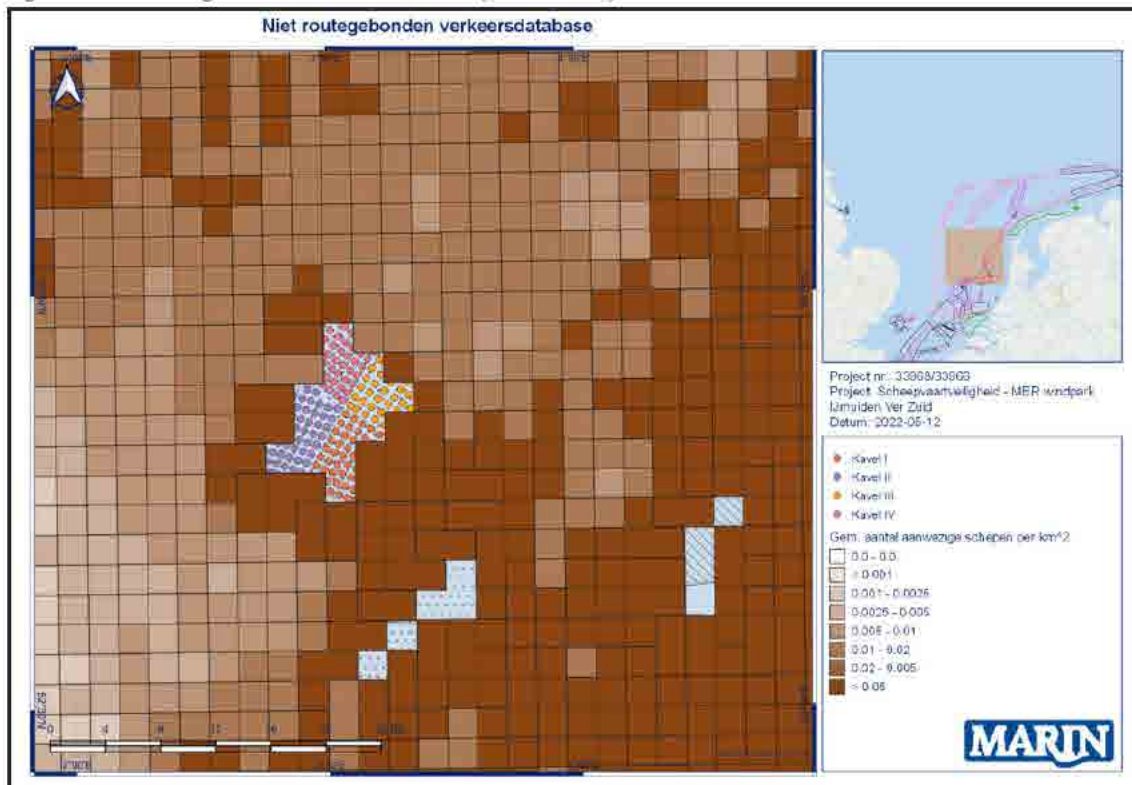
Niet-routegebonden verkeer

Het niet-routegebonden verkeer (visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart) kan niet op dezelfde manier worden gemodelleerd als het routegebonden verkeer. Het gedrag van dit verkeer op zee is duidelijk anders en lastiger te voorspellen. Men vaart niet van haven A naar haven B langs duidelijke routes, maar van haven A naar een of meerdere bestemmingen op zee en vervolgens meestal weer terug naar de vertrekhaven A. Het gedrag op zee is meestal onvoorspelbaar. Vissers varen bovendien nog vaak

heen en weer in een visgebied. Dit is de reden waarom dit verkeer niet met links, maar op basis van dichtheden in SAMSON is gemodelleerd.

Met een analyse van AIS-data uit 2019 (dezelfde database als ⁶⁰) is de gemiddelde dichtheid van het verkeer bepaald in 4 x 4 km rastercellen, zie Figuur 8.4. Net als het routegebonden verkeer zijn ook deze cijfers gecorrigeerd met de groeicijfers zoals berekend door de Erasmus Universiteit Rotterdam. In de analyse was het uitgangspunt dat er geen sprake zal zijn van integrale doorvaart door het windenergiegebied, of doorvaart in de passagestroken door kleinere schepen, anders dan door de beoogde clearway. Dat is conform het vastgestelde beleid rond doorvaart uit het Programma Noordzee 2022-2027. Het uitgangspunt van het onderzoek is dat het totaal aantal niet-routegebonden schepen op de Noordzee gelijk blijft, alleen de locatie waar ze varen is anders. Verkeer dat zich eerst binnen de grenzen van IJmuiden Ver bevond, is in de analyse verplaatst naar de randen rond het gebied. Dat is in overeenstemming met de uitgangspunten van het onderzoek naar de cumulatieve effecten van de doorkijk naar 2040. Voor meer informatie, zie bijlage 7.

Figuur 8.4 Niet-routegebonden verkeersdatabase (bron: MARIN)



Gebruikte modellen

Het totale SAMSON-model bestaat uit verschillende sub-modellen voor de verschillende type ongevallen. Om het effect van de kavels van windenergiegebied IJmuiden Ver voor de scheepvaart te kwantificeren, is het verwachte aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar bepaald. Hiervoor zijn de volgende modellen gebruikt:

- Contact met een vast object (windturbine)
 - als gevolg van een navigatie fout (ramming)
 - als gevolg van een motorstoring (drifting)

Om het effect van de windparken op de scheepvaart buiten de windparklocaties te kwantificeren, is het risiconiveau met en zonder de windparken vergeleken. Deze effecten zijn het gevolg van een verandering in de routestructuur: het verkeer dat eerst door het windenergiegebied voer, is nu buitenom geleid. Om het "algemene" risiconiveau vast te stellen zijn de volgende modellen gebruikt:

- Schip-schip aanvaringen
- Aanvaringen met een vast object (in dit geval bestaande offshore platformen)
 - als gevolg van een navigatiefout (ramming)
 - als gevolg van een motorstoring (drifting)

Voor de huidige studie zijn geen nieuwe berekeningen uitgevoerd voor het bepalen van het indirecte effect, maar is gebruik gemaakt van de resultaten van de studie naar de cumulatieve effecten en het vervolg van dat onderzoek met een doorkijk naar 2040.

8.4.2 Modelleren gevolgschade

Door een aandrijving of een aanvaring met een windturbine kan schade ontstaan. Die schade wordt gevolgschade genoemd. Onder die schade valt de schade aan de windturbine, schade aan het schip, milieuschade door een uitstroom van olie bij schade aan een schip en persoonlijk letsel door de aanvaring/aandrijving. Ook is er kans op economische schade door bijvoorbeeld schade aan (park)bekabeling of door stremming of obstructie van de vaarweg richting zeehavens. Deze economische schade wordt verder niet behandeld in dit MER.

Van de schepen die in aanvaring of aandrijving met het windpark kunnen komen zijn gegevens bekend over vaarsnelheden, vaarrichting, scheepstype en scheepsgroottes. Daarmee kan de maximale energie bij een mogelijke botsing worden bepaald. Deze energiemaat wordt gebruikt om, deels op basis van ervaring en deels op basis van complexe berekeningen, de schade aan een schip te bepalen dat in aanvaring met een ander schip of met een object komt. Het uitgangspunt is dat de volledige energie gedissipeerd wordt in de botsing. De verwachte aanwezige kinetische energie in varende of op drift geraakte schepen is voor deze studie ook bepaald en gepresenteerd per scheepstype, met daarbij ook de kans dat deze situatie optreedt.

Bepalen schade aan windturbine en schip

Voor de meeste scheepstypen is geen sprake van volledige dissipatie van de energie na een botsing vanwege de beperkte energieopname van het aangevaren object. Het bezwijkgedrag van windturbines is onderzocht.⁶² Daarbij is goed om op te merken dat de windturbines die nu worden geplaatst groter en

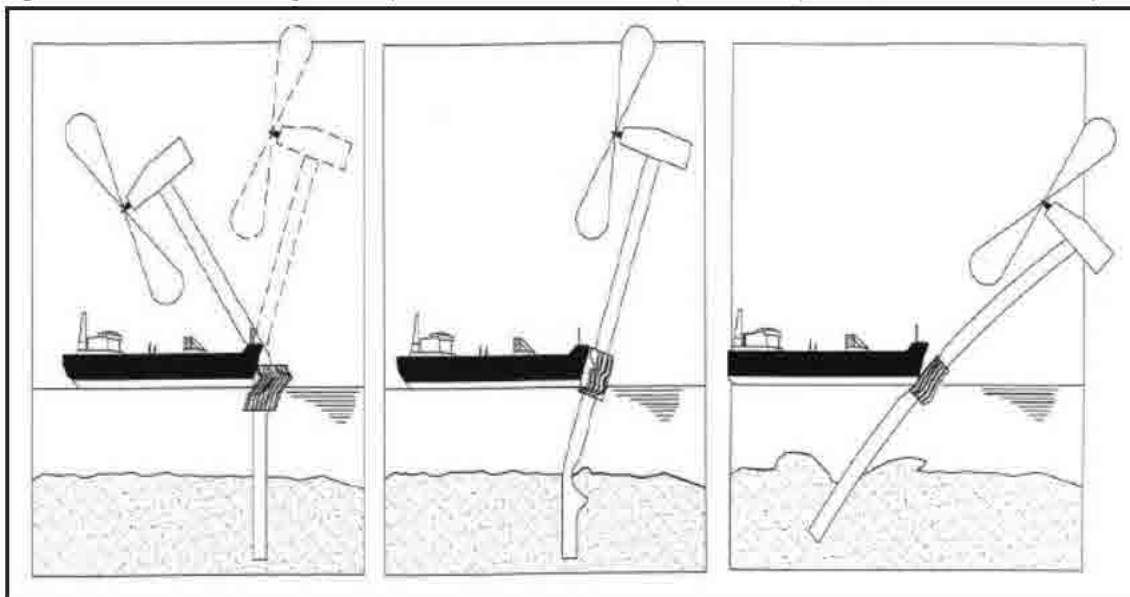
⁶² J. Barentse. Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie. Jacobs Comprimio Nederland. Juli 2000.

stijver zijn dan ten tijde van het onderzoek van Barentse (2000). Daarom is dit onderwerp nader onderzocht in het kader van MOSWOZ (Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee). De eerste resultaten van MOSWOZ zijn inmiddels bekend. De belangrijkste uitkomsten uit die eerste studie is dat een Kruiplijn Coaster (1550GT) zowel varend als driftend alleen voor plastische vervorming van de windturbine leidt, en niet tot knikken of scharnieren. De gehanteerde schadematrix is daarmee conservatief van aard. Deze zijn meegenomen in dit MER en de achterliggende studies. Daarnaast bleek dat een groot driftend passagiersschip of containerschip (>100 duizend GT) mogelijk onder bepaalde condities tot schade aan de turbine kunnen leiden waarbij de gondel op het schip valt.

Uit het onderzoek van Barentse (2000) bleek dat voor bijna alle scheepstypen de windturbine statisch gezien bezwijkt en daarbij slechts een fractie van de energie dissipeert. Voor de verdere analyse van de gevolgschade zijn de volgende twee bezwijkvormen onderscheiden (zie Figuur 8.5):

- **Knikken:** de windturbine bezwijkt door te knikken op het punt van impact, gevolgd door plastische vervorming, waarbij de mast blijft vastzitten. Ten slotte valt de windturbine naar het schip toe of juist van het schip af. In het geval dat de windturbine richting het schip valt kan de rotor met de gondel op het dek terecht komen.
- **Scharnieren:** de windturbine bezwijkt door het ontstaan van een plastisch scharnier bij de "bevestiging" op de bodem van de zee. De windturbine kan door het ontstaan van dit scharnier afbreken of wordt in zijn geheel (inclusief bodem) omvergeduwd. Het feitelijke scharnierpunt wordt dan verdeeld over de lengte in de bodem en is geen punt meer maar een deel van de mastfundering in de bodem die plastisch buigt en deels meegeeft.

Figuur 8.5 Verschillende bezwijkvormen (van links naar rechts: knikken, scharnieren, scharnieren met omverduwen)



Welke van deze beide bezwijkvormen optreedt, is alleen op basis van een dynamische berekening vast te stellen. Experts hebben op basis van hun onderzoek de frequentie van voorkomen geschat voor de verschillende bezwijkvormen. Daar waar de effecten nog niet zijn in te schatten heeft men voor een conservatief standpunt gekozen. Zo kan de mast met gondel van het schip af of op het schip vallen. Wat in werkelijkheid gebeurt, hangt van veel constructiewaarden en omgevingsfactoren af. Voor de nu uitgevoerde berekeningen wordt aangenomen dat de mast met gondel altijd op het schip valt ingeval van

knikken. Hiermee zijn niet alle scenario's meegenomen in dit onderzoek. Voor dit onderdeel is aanvullend onderzoek vereist. In Tabel 8.2 is een overzicht gegeven van verschillende bezwijkvormen door een aanvaring of aandrijving van een windturbine per scheepsgrootte. Ook is in de tabel aangegeven wat de verwachte schade aan het schip zal zijn. Dit is de gevolgschadetabel die ook in Barentse (2000) is gebruikt. Het bovenste deel van Tabel 8.2 geldt wanneer de windturbine knikt. Kleine schepen hebben niet genoeg massa om de windturbine te doen knikken.

Bij frontale en frontale/laterale (schampen) aanvaringen zal wel ernstige schade ontstaan aan de boeg en huid van het schip, maar zal geen ernstige schade optreden in het ladinggedeelte van het schip ("Geen" in Tabel 8.2). De constructie van het schip voor het aanvaringsschot (voorpiekschot) is zeer stijf waardoor de schade beperkt zal blijven tot het deel van het schip voor het aanvaringsschot. In dat gedeelte zal lek raken geen uitstroom tot gevolg hebben, omdat er geen lading of brandstof in dit deel van het schip aanwezig is. Bij het schampen zal het zeer stijve en uitwaaiende voordek van het schip de energie zonder veel schade opvangen. Er kan schade ontstaan aan het dek als de mast en/of gondel op het dek valt.

Er zijn meer scenario's denkbaar, en met hogere risico's, dan hiervoor beschreven. Zie het onderzoek van Marin (2019)⁵⁹:

- Voor kleinere scheepvaart (en zeker snelvarende schepen zoals tenders) kan grote schade aan schip (zelfs zinken) en persoonlijk letsel optreden;
- Hetzelfde geldt voor vissersschepen die in extremo kunnen omslaan bij schampen;
- Ook kan een schip op het laatste moment uitwijken (na een navigatiefout) en bij een uitwijkpoging alsnog de windturbine midscheeps raken. Dan ontstaat er een groter risico op schade aan de scheepshuid;
- Indien er uitstekende delen zijn op de windturbine, kan wel degelijk bij schampen of aandrijvingen aanvullende schade of letsel optreden, zoals bij hutten met bemanning en/of passagiers die aan de buitenzijde van een schip tegen de scheepshuid zijn gelegen.

Tabel 8.2 Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan de windturbine en het ladinggedeelte van het schip (aangenomen is dat knikken niet mogelijk is bij aandrijving). Gebaseerd op Barentse (2000); Gos = Gondel op schip en Mos = mast op schip na plastische vervorming

Bezwijkvormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenschips (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	
Knikken	<500	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen						
	500-1000	0%	Ja	Geen	0%	Nee	Geen						
	1000-1600	5%	Gos Mos ¹	Dek	0%	Ja	Geen						
	1600-10000	10%	Gos Mos	Dek	5%	Gos Mos	Dek						
	10000-30000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	30000-60000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	60000-100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	>100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						

Bezwijkvormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenschips (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	
Scharnieren	<500	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	500-1000	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1000-1600	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Huid	100%	Nee	Geen
	1600-10000	90%	Ja	Geen	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Nee	Geen
	10000-30000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	30000-60000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	60000-100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	>100000	90%	Ja	Geen	91%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen

Bepalen milieuschade

Voor het bepalen van de kans op een uitstroom van olie is gebruik gemaakt van een schadematrix. De uitstroom van ladingolie en bunkerolie kan dus optreden nadat een schip groter dan 1000 GT tegen een windturbine aandrijft en er een gat in de scheepshuid wordt aangenomen. In de praktijk zal de windturbine niet vol (centraal) geraakt worden, maar met de voor-, zij- of achterkant van het schip, waardoor een deel van de botsingsenergie wordt omgezet in een rotatie van het schip. In de tabel is dit aangegeven als 'lateraal excentrisch', en is te zien dat dit niet wordt beschouwd in de berekeningen (0%). De berekening van de olie-uitstroom is dus een 'worst-case' benadering. Wanneer de kans op een olie-uitstroom en de hoeveelheid uitstroom een belemmering zouden vormen voor het al dan niet bouwen van offshore windparken, dan verdient deze schadematrix verdere aandacht.

Bepalen persoonlijk letsel

Voor de windturbines zijn de frequenties van een aantal verschillende schadevormen bepaald, waaruit de mogelijk optredende schade in termen van persoonlijk letsel is bepaald. Hierbij is uitgegaan van een aantal worstcase benaderingen. Persoonlijk letsel is voor een aanvaring alleen te verwachten wanneer de gondel met mast op het schip valt.

Uitgaande van het aantal aanvaringen/aandrijvingen zijn de volgende rekenslagen per scheepstype en grootte gemaakt:

- Het aantal aanvaringen/aandrijvingen wordt vermenigvuldigd met de bijbehorende kans op een bepaalde bezwijkvorm. Vermenigvuldiging met de kans voor die bezwijkvorm dat de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in Tabel 8.2). Het is niet bekend hoe vaak een mast op het schip valt of juist van het schip af. Omdat die verhouding niet bekend is, wordt hier met een factor 1 gerekend, dus met het worstcasescenario dat de mast altijd op het schip valt.
- Vermenigvuldiging met het beschadigingsgedeelte van het dek. Hierin zitten twee worstcase benaderingen, namelijk:
 - De mast valt geheel op het schip. Bij het schampen zal echter de mast vaak schuin over het dek kantelen.
 - Het oppervlak van de mast, inclusief het volledige rotorblad, wordt meegenomen in de berekening. Dus alsof de windturbine al draaiend intact op het dek valt.
- Vermenigvuldiging met de kans dat iemand zich bevindt op het beschadigde gedeelte. De kans dat een persoon zich ergens aan dek bevindt wordt op 10% geschat. In werkelijkheid is deze kans veel kleiner, aangezien vrijwel alleen bij vissersschepen bemanning aan dek te vinden is. Deze groep zit echter vrijwel niet in de groep schepen die de mast doet knikken. Deze 10% bevat ook de mensen die indirect worden getroffen door het doorwerken van de dekschade tot de ruimtes daaronder waarin personen aanwezig zijn.
- Vermenigvuldiging met het aantal personen aan boord: de kans is immers voor ieder persoon afzonderlijk bepaald.

Het persoonlijk letsel doordat mensen vallen door de klap zelf is niet gemodelleerd. Hetzelfde geldt voor de kleine schepen die frontaal tegen de bescherming van de mast varen en waarbij het schip (recreatievaartuig) volledig wordt vernield. Voor deze categorie schepen zijn de kansmodellen onbetrouwbaar. Bovendien zullen deze schepen vrijwel altijd schampen.

8.4.3 Kanttekeningen bij de modellering van de gevolgschade

Schade aan windturbine en schip

De modellering en de schade matrix zoals hierboven beschreven geven een weergave van de modellering zoals deze tot nu toe binnen alle uitgevoerde studies voor een m.e.r. gebruikt zijn. Deze modellen en aannames zijn gebaseerd op onderzoek uitgevoerd in 2005. Ondertussen zijn de windturbines (en ook de schepen) groter geworden en kunnen er bij verschillende onderdelen vragen gesteld worden over de toepasbaarheid van bijvoorbeeld de schadematrix voor de huidige situatie.

In de studie naar de cumulatieve effecten op de scheepvaartveiligheid van alle windparken samen⁶⁰, is dan ook besloten deze verouderde kennis niet als basis te nemen, ook omdat wellicht niet alle relevante scenario's voldoende belicht worden. Binnen de cumulatieve studie zijn dus ook geen gedetailleerde gevolgberoevingen gedaan. Ook zijn de berekeningen middels het SAMSON model niet opnieuw uitgevoerd op basis van de aanmerkingen. Daardoor is als aanbeveling opgenomen, vervolgonderzoek te doen naar de effecten van een aanvaring of aandrijving van de huidige en toekomstige windturbines met verschillende scheepstype en grootte.

Dat aanvullende onderzoek is onderdeel van het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) van Rijkswaterstaat. Dit programma loopt tot 2029. Een eerste onderzoek naar de gevolgschade van een grotere windturbine (10MW) is inmiddels afgerond⁶³. Een vervolgonderzoek, met nog grotere windturbines en een validatie van het model, staat gepland voor halverwege 2022. Op basis van het onderzoek van Van Rooij (2020) kunnen alvast de volgende kanttekeningen worden geplaatst bij de gebruikte schadematrix:

- Uit het onderzoek blijkt dat een Kruiplijn Coaster (1550GT) zowel varend als driftend alleen tot plastische vervorming van de windturbine leidt, en niet tot knikken of scharnieren. De gehanteerde schadematrix is daarmee dus conservatief van aard.
- Een groot driftend passagiersschip of containerschip (beide meer dan 100.000GT) kunnen onder bepaalde condities mogelijk schade aan de turbine veroorzaken, waarbij de gondel op het schip valt. Om hier met meer zekerheid conclusies over te kunnen trekken moeten aannames worden geëlimineerd en is het noodzakelijk dat er een volledig 3D FE model wordt gemaakt. De gebruikte schadematrix voorziet momenteel nog niet in het scenario dat driftende grote schepen kunnen leiden tot een op het schip vallende gondel.

Binnen de studie naar de effecten op scheepvaartveiligheid van IJmuiden Ver (zie bijlage 7) is wel gekozen voor het gebruik van de verouderde aannames. Hier is voor gekozen omdat op deze wijze geen trendbreuk ontstaat in de aanpak en resultaten ten opzichte van de studies voor de andere locaties, zoals Hollandse Kust (west), (noord) en (zuid) en Borssele. Omdat die aannames wel conservatief blijken te zijn, is de aanpak in dit hoofdstuk dus worst case. Er is met de verouderde aannames een goed zicht op de maximale effecten.

Milieuschade

Bij de modellering van de milieuschade kunnen een aantal kanttekeningen worden gemaakt:

- Bij het bepalen van de uitstroom van ladingolie is uitgegaan van enkelwandige olietankers. De praktijk, autonome ontwikkeling, is dat deze enkelwandige olietankers bijna uitgefaseerd zijn op de Noordzee en zijn vervangen door dubbelwandige tankers. De kans op een gat in een ladingtank bij een aandrijving bij een dubbelwandige tanker is kleiner. Dit betekent dat de kans en hoeveelheid van uitstroom van ladingolie minder zal zijn dan met het huidige model wordt berekend. De frequentie van uitstroom van bunkerolie zal niet afnemen.
- De verwachting bestaat dat grotere windturbines (>10MW) meer schade aan de scheepshuid kunnen veroorzaken dan de turbines waar de schadematrix op is gebaseerd (<5MW). Dat zou meer uitstroom tot gevolg kunnen hebben.

Vanwege de bovenstaande onzekerheden over het modelleren van de uitstroom van olie wordt de uitstroom van bunker- en landingolie niet meegenomen bij de milieueffecten. De onzekerheid over de uitgangspunten van de bestaande modellering binnen SAMSON is te groot om een betrouwbaar resultaat te geven.

Persoonlijk letsel

In de kansberekening is geen rekening gehouden met persoonlijk letsel dat kan ontstaan doordat een schip een windturbine schampt ter hoogte van bemannings- of passagiersverblijven. Ook dit effect is onderdeel van de aanbeveling voor vervolgonderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van windturbines.

⁶³ J.H.A. van Rooij. Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea. HVR Engineering, 081.R030.M006, 9 december 2020

8.4.4 Effecten voor de scheepvaart door een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten

Als er beleidsmatig gekozen wordt voor het afsluiten van offshore windparken ontstaat er een “verboden” gebied voor alle scheepvaart. Reparatie- en onderhoudsvaartuigen zijn van die uitzondering uitgesloten. Vanwege dit “verbod” moeten sommige schepen een andere route volgen dan vóór de bouw van het windpark. Het verkeersbeeld rond het windpark verandert hierdoor. Dat kan effect hebben op de scheepvaartveiligheid. In 2022 is een studie uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat waarin de effecten op de scheepvaartveiligheid van Wind op Zee 2030 met doorkijk naar 2040 in kaart is gebracht.⁶⁰

In die studie zijn berekeningen uitgevoerd om het aantal aanvaringen tussen schepen onderling, met platformen en met windturbines te bepalen. Voor het bepalen van de effecten voor de scheepvaart door de wijzigingen in de routestructuur wordt binnen deze huidige studie gebruik gemaakt van de resultaten van de cumulatieve studie.

8.4.5 Kruisende scheepvaart

Schepen die elkaar naderen met kruisende koersen dienen tijdig vast te kunnen stellen of er gevaar voor aanvaring bestaat en dienen voldoende mogelijkheden c.q. ruimte te hebben om een mogelijke aanvaring te voorkomen. Daartoe dient men goed zicht op elkaar te hebben, zowel visueel als via de radar. Windparken belemmeren dit zicht, zowel visueel (windturbines blokkeren zicht op de navigatielichten van het schip) als op de radar (afscherming, valse echo's, windturbines geven onder andere dikke echo's op het scherm).

Dit geldt zeer zeker waar zich vele windturbines tussen de beide schepen bevinden, en in mindere mate waar zich enkele windturbines tussen beide schepen bevinden. Echter, op het punt dat zich nog maar enkele windturbines tussen beide schepen bevinden, kunnen de schepen elkaar al dicht genaderd zijn. De "Bepalingen ter voorkoming van aanvaring op zee" (artikel 8) van het Verdrag inzake Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee (1972, Londen), eisen dat men tijdig en duidelijk actie neemt op basis van betrouwbare informatie. Er wordt nagegaan in hoeverre het mogelijk is om tijdig actie te nemen op basis van betrouwbare informatie.

Om meer inzicht in de problematiek te verkrijgen is een windpark gebouwd (gemodelleerd) in het buitenbeeld van de full scale manoeuvreersimulator van het MARIN. In dit beeld zijn steeds twee kruisende schepen gemodelleerd. De navigator bestuurt het schip dat aan de westkant van het park van zuid naar noord vaart en een collision avoidance manoeuvre moet uitvoeren voor het andere schip, dat aan de noordkant van het park van oost naar west vaart.

De simulatorrun is zo samengesteld dat wanneer beide schepen niets zouden doen er een aanvaring zal plaatsvinden. Dit snijpunt van de kruisende koerslijnen wordt verder 'kruispunt' genoemd. De navigator heeft alle navigatiemiddelen (met uitzondering van AIS) ter beschikking. Het windpark en de verstoring van het windpark op achterliggende objecten, zijn gemodelleerd. De vraag is of de navigator in staat is om het andere kleine (om het probleem te vergroten) schip vroegtijdig te signaleren, de koers en snelheid van dit schip te bepalen en eventueel een manoeuvre in te zetten om de aanvaring te voorkomen. Voor meer informatie over de uitgangspunten van de studie naar kruisende scheepvaart wordt verwezen naar het onderzoek van MARIN (bijlage 7).

8.5 Effectbeschrijving

8.5.1 Kans op aanvaringen en aandrijvingen

De bouw van een windpark in kavel I voegt nieuwe type risico's toe op die locatie op zee, namelijk de kans dat een schip tegen één van de windturbines aanvaart (rammen of schampen) of aandrijft (driften). De frequenties van deze ongevallen zijn bepaald met het SAMSON-model. De resultaten van deze berekening zijn gegeven in termen van het aantal mogelijke aanvaringen of aandrijvingen per jaar. Daarbij zijn de kansen berekend voor elke windturbine afzonderlijk en voor het gehele windpark.

In Tabel 8.3 is de kans weergegeven op een aanvaring/aandrijving per jaar, gesommeerd over alle windturbines. Hierbij zijn de totale frequenties weergegeven door zowel routegebonden schepen (R-schepen) en niet-routegebonden schepen (N-schepen).

Uit de tabel blijkt dat de totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver 0,0211 is. Omgerekend betekent dit één aanvaring of aandrijving per 47 jaar. In de tabel zijn ook de aanvaar- en aandrijffrequenties weergegeven voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver (270 windturbines).

Tabel 8.3 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar (alle verkeer)

Variant	Turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver (totaal)	270	0,0097	0,0155	0,0252	0,0587	0,0020	0,0608	0,0860	12
Kavel I	67	0,0022	0,0036	0,0057	0,0148	0,0005	0,0154	0,0211	47

De kans op een aandrijving of aanvaring is niet voor iedere turbine hetzelfde. In

Tabel 8.4 staan de gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequenties per turbine voor kavel I en voor het hele windpark IJmuiden Ver. Om de spreiding in kansen weer te geven worden ook de turbine binnen kavel I met de maximale en minimale kans weergegeven. Uit de tabel blijkt dat de gemiddelde kans op aanvaring/aandrijving per windturbine 0,000315 is. Dat komt neer op één aandrijving of aanvaring per 3172 jaar. Alle turbines liggen tussen de 1344 jaar en 5180 jaar.

De gemiddelde kans per windturbine van kavel I is kleiner dan die van het hele windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I t/m IV).

De modelturbine met de hoogste aanvaar- en aandrijfkans is turbine 45. Dit is een van de buitenste turbines aan de (zuid)oostzijde van kavel I. De totale aanvaar- en aandrijfkans voor deze turbine wijkt echter weinig af van de naastgelegen turbines op de buitenste rij. Ten opzichte van de totale kans is de kans op aandrijven (driften) 71% en de kans op aanvaren (rammen) 29%. De kans op aandrijven wordt met name veroorzaakt door schepen in de categorieën GDC, container en RoRo.

Tabel 8.4 Verwacht aantal aanvaringen en aandrijvingen gemiddeld per windturbine per jaar

Variant	Turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
Alle turbines windpark	270	3,60E-05	5,72E-05	9,32E-05	2,18E-04	7,58E-06	2,25E-04	3,18E-04	3141
Alle turbines kavel I	67	3,25E-05	5,30E-05	8,55E-05	2,22E-04	8,19E-06	2,30E-04	3,15E-04	3172
Turbine met maximale frequentie	#45	1,61E-04	2,85E-04	4,45E-04	2,84E-04	1,47E-05	2,98E-04	7,44E-04	1344
Turbine met minimale frequentie	#9	7,59E-07	3,42E-08	7,94E-07	1,88E-04	4,66E-06	1,92E-04	1,93E-04	5180

8.5.2 Gevolgschade

In deze paragraaf worden de uitkomsten van een kwantitatieve analyse naar de gevolgschade beschreven. In paragraaf 8.4 is een andere toelichting van die analyse beschreven. Ook staan er een aantal aandachtspunten die golden bij het maken van die analyse. In het geval dat de genoemde aandachtspunten leiden tot een verwachte afwijking van de hieronder besproken uitkomsten, wordt dat benoemd.

Schade aan het schip

Voor de gevolgschade aan het schip zijn drie types te onderscheiden:

1. schade aan het schip in het geval dat de gondel en mastdeel op het schip valt na de aanvaring
2. alleen schade aan de scheepshuid
3. geen schade

In Tabel 8.5 staat per scheepstype en per soort schade het aandeel in het totale aantal aandrijvingen/aanvaringen met een turbine. Bijvoorbeeld: in 10,3% van de aanvaringen of aandrijvingen met een turbine is er sprake van schade aan de scheepshuid van een olietanker. In totaal is er bij 18.1% van alle aandrijvingen of aanvaringen met een windturbine geen schade aan het schip. In het grootste gedeelte van de aanvaringen of aandrijvingen (80,8%) is er schade aan de scheepshuid. Voor de absolute kansen wordt verwezen naar bijlage 7 (onderzoek MARIN).

Tabel 8.5 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequenties per scheepstype en soort schade

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos	Schade aan scheepshuid	Geen schade	
Olietanker	0,0%	10,3%	0,0%	10,3%
Chemicaliëntanker	0,0%	10,2%	0,0%	10,2%
Gastanker	0,0%	3,6%	0,0%	3,6%

Container+ RoRo	0,9%	27,1%	0,0%	28,0%
Ferry	0,0%	2,3%	0,0%	2,3%
Overige R-schepen	0,1%	25,4%	0,7%	26,2%
N-schepen	0,1%	2,0%	17,3%	19,4%
Alle schepen	1,1%	80,8%	18,1%	100%

Schade aan de windturbines

Er wordt onderscheid gemaakt in vier typen vervolgschade aan windturbines:

1. geen schade
2. de turbine kan scheef gaan staan
3. de windturbine kan omvallen
4. gondel en mast kunnen op het schip vallen

In Tabel 8.6 staat per type gevolgschade het aandeel van de totale aanvaringen en aandrijvingen. Bijvoorbeeld: in 35% van alle aanvaringen of aandrijvingen met een windturbine zal die turbine scheef komen te staan.

Tabel 8.6: Type turbineschade en aandeel in de totale aanvaringen en aandrijvingen

Type schade	Aantal per jaar	Aandeel in frequentie
Geen	0,003828	18%
Scheef	0,007299	35%
Omvallen	0,009765	46%
GosMos	0,000234	1%
Totaal	0,021125	100%

Op basis van de kanttekeningen in paragraaf 8.4.3 wordt verwacht dat de kans op een aanvaring tussen een schip en een turbine zonder schade zal toenemen. De kans op scheve of omgevallen turbines neemt dus af.

Persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel wordt veroorzaakt doordat de gondel en de mast op het dek van een schip kunnen vallen door een aanvaring of aandrijving van een windturbine. In Tabel 8.7 is voor kavel I een overzicht gegeven van het aantal directe doden door het op het dek vallen van de gondel en de mast.

Naast gevolgen voor personen door het vallen van een mast of gondel zijn ook andere scenario's denkbaar waarbij er gevolgen zijn voor personen aan boord, bijvoorbeeld wanneer een (passagiers)schip langs een windturbine schampt en er schade aan de huid ontstaat ter hoogte van slaapvertrekken. Deze gevolgen zijn niet beschouwd in het onderzoek uit 2005 naar de gevolgschade. De gevolgen voor personen aan boord is dan ook zeker een belangrijk onderdeel in vervolgonderzoek naar schade aan schip en windturbine na een aandrijving of aanvaring. Tijdens de uitvoering van de studie voor IJmuiden Ver was er nog onvoldoende kennis beschikbaar voor een goede kwantitatieve beschouwing van deze gevolgen.

Tabel 8.7 Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijvingen waarbij de mast met gondel op het schip valt

Scheepstype	Aanvaringstype Aantal per jaar		Samen eens in de ... jaar	Directe doden	
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar
Olietanker	6,0496E-08	5,3841E-07	1669722	1,5061	0,000001
Chemicaliëntanker	1,6747E-08	1,3448E-07	6612746	1,6270	0,000000
Gastanker	1,9284E-07	9,5412E-07	871869	0,8352	0,000001
Container + RoRo	1,9120E-05	1,7204E-04	5231	2,3993	0,000459
Ferry	5,0928E-07	4,5832E-06	196369	98,5232	0,000502
Overige R- schepen	1,8807E-06	1,6790E-05	53536	1,5249	0,000028
N-schepen	3,2568E-06	1,3820E-05	58560	0,3610	0,000006
Totaal	2,5037E-05	2,0887E-04	4275	4,2630	0,000997

Voor kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver is het verwachte gemiddelde aantal doden per jaar door een aanvaring of aandrijving van een windturbine 0,000997 (waar de gondel en de mast op het dek van een schip vallen). Dit zijn cijfers waarbij geen rekening is gehouden met eventuele slachtoffers bij aanvaringen en aandrijvingen waarbij de mast en gondel niet op het dek vallen, zoals bijvoorbeeld bij het omslaan van een vissersschip of het schampen van turbines.

8.5.3 Effecten van overige risico's voor de scheepvaart door een wijziging in de routestructuur

De afgelopen jaren zijn er verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de bouw van windparken op de Noordzee. In 2019 is een eerste onderzoek uitgevoerd: "cumulatieve effecten van de uitrol van Wind op Zee 2030 op de veiligheid van de scheepvaart". In dat onderzoek zijn met SAMSON verschillende berekeningen uitgevoerd. In 2021/2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040. Bij dit onderzoek zijn andere uitgangspunten gebruikt, onder andere wat betreft het doorvaartbeleid.

Beide onderzoeken zijn in dit MER gebruikt om de effecten op de scheepvaart, door de wijziging in de routestructuur, te bepalen. Daaruit blijkt dat het cumulatieve effect van de verschillende windparken op de schip-schip aanvaringen beperkt blijft. Wel is er een aanzienlijk effect op de kans op schip-turbine aanvaringen. In het meest recente onderzoek wordt aangenomen dat er geen doorvaart zal plaatsvinden door de windparken. Uit dat onderzoek blijkt dat de totale verwachte aanvaar- en aandrijfkans met een turbine 0,56 per jaar is voor het scenario van de oorspronkelijke routekaart 2030. Dat is één aanvaring per 1,8 jaar. Voor het scenario waarbij de wind op zee-versnelling (inclusief doorkijk naar 2040) is meegenomen, loopt die frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar).

Vanwege de ligging van het windenergiegebied IJmuiden Ver (dus niet alleen Kavel I) ten opzichte van de bestaande vaarbanen en -routes zijn er weinig effecten te verwachten op de routestructuur op de Noordzee. De algemene conclusie van het rapport van MARIN is dat het effect voor de scheepvaart door de wijziging van de routestructuur klein is.

8.5.4 Effecten van het werkverkeer op aanvaringsrisico

Er is, net als bij de uitgevoerde studies naar cumulatieve effecten van windparken op zee, rekening gehouden met extra werkverkeer door de bouw van windparken. In de kwantitatieve analyse met SAMSON zijn de effecten van het extra verkeer dus meegenomen. Voor meer informatie over de uitgangspunten van de verwachte verkeersgroei wordt verwezen naar Appendix 3 van het achtergrondrapport scheepvaartveiligheid (bijlage 7 van dit MER).

8.5.5 Walradardekking

Het effect op de scheepvaartveiligheid door de invloed van een windpark in Kavel I IJmuiden Ver op walradardekking wordt in hoofdstuk 10 (overige gebruiksfuncties) in dit MER beschreven (bij andere effecten op radarsystemen).

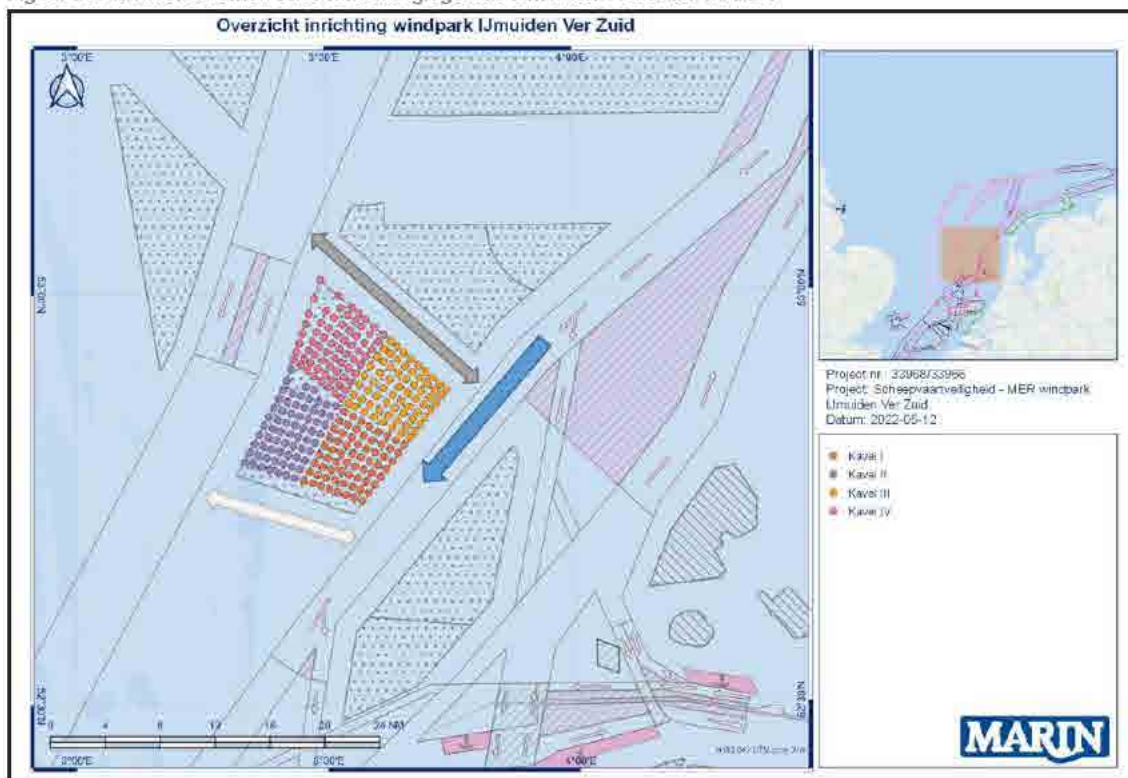
8.5.6 Kruisende scheepvaart

In de studie van het MARIN worden kwalitatieve uitspraken gedaan over de uitwijkmogelijkheden voor kruisende schepen bij de aanwezigheid van een windpark. Het is echter niet mogelijk om een bepaald risico te kwantificeren. Uit simulatorstudies blijkt dat verstoringen van het zicht en radarbeeld niet zo groot zijn dat het tot problemen leidt, maar het is niet zeker of dit ook bij mist en neerslag het geval zou zijn.

Voor Kavel I van IJmuiden Ver geldt dat er weinig tot geen situaties zijn waarbij de kavel de zichtlijnen beïnvloedt. Daarbij wordt rekening gehouden met de verschillende verkeeroutes en verkeerstromen rond het windpark. Ook hier wordt aangenomen dat er geen directe doorvaart door het windenergiegebied mag plaatsvinden. Er is wel bestemmingsverkeer/werkvaart te verwachten. Dit gaat naar verwachting om goed manoeuvreerbare schepen waardoor de 2nm tot de VSS en 500m tot het overige niet-routegebonden verkeer voldoende is qua zicht.

Wel kunnen er (niet-routegebonden) schepen aan de zuidkant van Kavel I passeren in de oostelijke richting. Die schepen kruisen aan de zuidoostkant van het park de VSS. Het is mogelijk dat de turbines binnen Kavel I een belemmering van het directe zicht kunnen veroorzaken. De afstand tussen de schepen in de VSS en de turbines is meer dan 2nm. Er is daardoor voldoende ruimte voor de (kleinere) schepen aan de zuidkant om uit te wijken. Voor schepen die westwaarts varen is belemmering van het zicht door de windturbines van Kavel I niet van toepassing.

Figuur 8.6 Verkeersstromen rond windenergiegebied IJmuiden Ver. Bron: MARIN



8.6 Effectbeoordeling

Aandrijvingen en aanvaringen

Voor Kavel I van windpark IJmuiden Ver zijn berekeningen uitgevoerd om de aanvaar- en aandrijfkansen met de windturbines te bepalen. Uit deze berekeningen blijkt dat de totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor kavel I 0,0211 is. Dat komt neer op één aanvaring per 47 jaar.

Persoonlijk letsel

Voor Kavel I is het verwachte gemiddelde aantal doden per jaar door een aanvaring of -drijving met een windturbine 0,000997. Dat cijfer gaat uit van een gondel en mast die op het dek van het schip vallen. Bij dit cijfer kunnen een aantal kanttekeningen geplaatst worden (een aantal scenario's is buiten beschouwing gelaten, en de cijfers zijn gebaseerd op kleinere turbines dan die nu worden gebouwd, zie 8.4.3). De cijfers zijn echter wel te vergelijken met die van andere kavels, omdat dezelfde methodiek is gebruikt.

Kruisende scheepvaart

Er zijn weinig tot geen situaties waarbij Kavel I de zichtlijnen voor kruisende schepen beïnvloedt. Er kunnen eventueel (niet-routegebonden) schepen aan de zuidkant van Kavel I passeren in de oostelijke richting. In dat geval is de afstand tussen de schepen in de VSS en de turbines echter meer dan 2nm, waardoor er zeer waarschijnlijk voldoende ruimte is om uit te wijken.

Omdat de kans op aanvaringen en aandrijvingen toeneemt door de bouw van Kavel I, wordt Kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver negatief beoordeeld (-) op het aspect scheepvaartveiligheid, zie Tabel 8.8.

Tabel 8.8 Beoordeling scheepvaartveiligheid

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving met windturbines	-
	Gevolgschade van aanvaring en aandrijving	0/-
Scheepvaart	Uitwajmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0

8.7 Cumulatie

In dit hoofdstuk (en in de achtergrondrapportage die eraan ten grondslag ligt) wordt het cumulatieve effect van de verschillende windparken op zee niet apart beschouwd. De geplande verkeersroutes voor het routegebonden verkeer wijzigen namelijk niet, aangezien de routestructuur op zee zodanig is ontworpen dat deze rekening houdt met de reeds aangelegde en aan te leggen windparken. Het beschouwde nulalternatief is dus ook het cumulatieve scenario.

Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken zal plaatsvinden) is de totale verwachte aanvaring -en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 (1281 turbines) 0,56 per jaar (eens in de 1,8 jaar). Voor het scenario waarbij de versnelling is meegenomen loopt deze frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar).

Er zijn verschillende studies uitgevoerd, en nog bezig, naar de cumulatieve effecten op de scheepvaartveiligheid⁵⁹. De (voorlopige) conclusies van deze studies zijn al meegenomen in de effectbeschrijving en -beoordeling in dit hoofdstuk.

8.8 Mitigerende maatregelen

Om de effecten op de scheepvaartveiligheid te verkleinen zijn verschillende maatregelen denkbaar. Het bepalen van mogelijke maatregelen en het bepalen van hun effectiviteit was ook onderdeel van de studies naar de cumulatieve effecten. Deze maatregelen en de effectiviteit zijn bepaald binnen verschillende expertsessies. Niet alle voorgestelde maatregelen zijn opgenomen in dit hoofdstuk. Veel van de maatregelen zijn namelijk met name effectief en relevant wanneer naar het totale plaatje van alle windparken bij elkaar gekeken wordt. Voor "slechts" één park zijn sommige maatregelen wellicht minder relevant. Om de scheepvaartveiligheid op de Noordzee te waarborgen moet uiteindelijk wel gekeken worden naar het grotere plaatje. Alleen individuele maatregelen voor de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver volstaan dan niet meer. Een aantal relevante voorgestelde maatregelen zijn hieronder overgenomen. De volledige samenvatting van voorgestelde maatregelen is opgenomen in bijlage 7.

AIS-basestation en VHF-antenne

Sinds 1 januari 2005 zijn alle zeevaartschepen boven de 300 GT wettelijk verplicht om een AIS-transponder (Automatic Identification System) aan boord te hebben. Die transponder zendt de positie van het schip continu uit. In de buurt varende schepen kunnen deze signalen met hun eigen AIS ontvangen waarmee de positie, koers en snelheid van het andere schip bekend wordt.

Als de AIS-ontvangst of de totale AIS-infrastructuur niet voldoende is voor het scheepvaartaanbod, zullen de posities van schepen op de navigatiehulpmiddelen van alle gebruikers (zowel VTS/Kustwacht als varende schepen) niet correct zijn. In deze gevallen zal de AIS-ontvanger de positie van andere schepen proberen te updaten via haar eigen algoritmes.

Als dit gebeurt zullen sommige schepen mogelijk niet meer worden weergegeven. Ook is het mogelijk dat er een tijdsvertraging optreedt in de positie: AIS wijkt dan af van de werkelijkheid en van de radar-posities. Een oplossing voor dit probleem is het uitrusten van alle windparken met AIS-basestations. Ook wordt voor elk windpark een dekkend radarbeeld gegenereerd, in ieder geval voor een zone van minimaal 2 NM om het windpark heen. Indien nodig wordt ook een VHF-installatie (very high frequency) in het park geplaatst zodat Kustwacht met de scheepvaart kan communiceren.

Vessel Traffic Management (VTM)

De experts verwachten dat een VTM in de zuidelijke Noordzee een geringe positieve invloed heeft en het aantal aanvaringen (iets) zal verminderen met een geschatte reductie van ongevallen tussen schepen van ongeveer 30%. Bij het rammen van windturbines speelt in 70% van de gevallen een menselijke fout een belangrijke rol. Het effect is daardoor minder, ongeveer een reductie van 30% tot 70% (van Doorn et al., 2019).

VTM heeft een positieve bijdrage aan een veilige afwikkeling van het verkeer; het kan het verkeer waarschuwen voor onverwachte of afwijkende omstandigheden, voor dreigend gevaar en het kan coördinerend optreden in het geval van een calamiteit. De verwachting is dat de VTM weinig effect heeft in het geval van een driftend schip, behalve het coördineren van assistentie en het informeren van andere schepen in het gebied.

Bij het instellen van doorvaartbeperkingen in de windparken kan een VTM ook het middel zijn om naleving van de regels af te dwingen en het in- en uitvoegend verkeer in/van de TSS meer gecoördineerd te laten verlopen. Hierdoor kan de kans op botsingen met doorvaarders en werkverkeer worden verlaagd.

Het is belangrijk dat VTM goed wordt ingericht. Het gaat dan niet alleen om de invulling van VTM op het Kustwachtcentrum, maar ook van de sensoren die worden gebruikt. VTM werkt alleen goed in combinatie met andere maatregelen, zoals het gebruik van AIS en VHF als beschreven in paragraaf 0. Deze zijn een randvoorwaarde voor het gebruik van VTM. Om het effect van VTM verder te vergroten kunnen extra toezicht en handhaving werken om gedrag te beïnvloeden en de alertheid van schepen te vergroten.

Aanvullende markering en identificatie windturbines en windparken

De experts zijn het er ook over eens dat goede verlichting, markering en identificatie van windturbines een preventieve werking heeft op aanvaringen met windturbines met name voor werkvaart, visserij en recreatievaart in de situatie met doorvaart. Dit kan bijvoorbeeld als randvoorwaarde in de kavelbesluiten worden meegenomen.

ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel)

Uit de berekeningen in de voorgaande paragrafen blijkt dat aandrijven een aanzienlijk deel van de risico's vormt. Een aandrijving door een storing in de voortstuwing van een schip kan worden voorkomen. Opties hiervoor zijn het voor anker gaan van het schip, of het verhelpen van de storing. In de berekeningen wordt rekening gehouden met die opties.

Een derde mogelijkheid om een aandrijving te voorkomen na een storing is het vroegtijdig opvangen van een driftend schip met een sleepboot. Een sleepboot van de Nederlandse overheid (ERTV) wordt in dit geval naar een drifter gestuurd zodra er een melding binnenkomt bij de Kustwacht. Een sleepboot kan een aandrijving voorkomen als de boot op tijd bij het driftende schip kan komen. Gezien de afstand van de

Nederlandse kust tot het windenergiegebied is dit een significante factor. Een optie om de tijdigheid van een ERTV bij een calamiteit beter te kunnen garanderen is het permanent inzetten / paraat houden van een ERTV op een afstand van de kust. Dit is echter wel een dure maatregel.

Het wordt algemeen ondersteund dat het inzetten van één of meer ERTV's in het gebied effectief is bij de opvang van driftende schepen. ERTV's hebben daarmee een mitigerende werking bij aanvaringen en aandrijvingen met andere schepen en/of windturbines. Er zal echter weinig effect zijn voor schepen die dicht bij de windparken een stuurfout maken of technisch falen. Dit heeft te maken met een beperkte responstijd voor eventuele ERTV's. Een ERTV kan zelfs in die gevallen echter schade beperken, door te voorkomen dat een schip verder het windpark indrijft.

Extra SAR-capaciteit

Extra SAR (search and rescue) capaciteit zal met name impact hebben op de gevolgen van ongevallen voor de bemanningen van schepen en voor de werknemers van windparken. Het is effectief voor alle schepen maar vanuit de expert groep⁶⁴ wordt er vooral gekeken naar recreatievaart, omdat die groep vaak het minst zelfredzaam is ten opzichte van de andere scheepvaart. De SAR-capaciteit dicht bij de kust is goed voorzien met de inzet van de KNMR en de SAR-helikopter van de Kustwacht. Incidenten verder op zee en vooral in windparken bij slechte omstandigheden als de helikopter maar beperkt inzetbaar is, vragen mogelijk extra voorzieningen. De aanvaartijden vanaf het land worden dan beperkend. Dit is ook op te lossen door SAR-capaciteit te realiseren aan boord van ETV's of aan boord van andere schepen zoals bijvoorbeeld een Kustwacht multipurpose vaartuig (MPV) in het gebied.

Oliebestrijding

Het risico op olieverontreiniging (na incidenten) zal enigszins toenemen door toename van de kans op aanvaringen tussen schepen en windturbines. Aanvullende capaciteit voor oliebestrijding kan worden gerealiseerd door de nieuwe ETV en MPV uit te rusten met bestrijdingsmiddelen.

Fysieke beveiliging windparken

MARIN doet momenteel onderzoek in het open innovatieproject 'Vangrails op Zee'. In dat onderzoek wordt gezocht naar een barrière als een van de mogelijke mitigerende maatregelen voor het voorkomen van aandrijvingen met offshore windparken. Het doel hierbij is om te onderzoeken of aandrijvingen tussen schelen en offshore energieparken kunnen worden voorkomen met een barrière tussen de vaarroute (of ankergebied) en een energiepark.

Effectiviteit van de maatregelen

Het is niet mogelijk om de effectiviteit van hiervoor genoemde maatregelen in een getal of percentage aan te geven. Voor sommige maatregelen is de effectiviteit afhankelijk van de uiteindelijke implementatie. De meeste concrete en effectieve maatregel is Vessel Traffic Management (VTM), waarbij opgemerkt moet worden dat het de verwachting is dat de VTM weinig effectief is in het geval van een driftend schip. Bij het instellen van doorvaartbeperkingen in de kavel kan een VTM ook een middel zijn om naleving van de regels af te dwingen. Het stimuleren van AIS aan boord van recreatievaartuigen wordt tevens als zeer effectief gezien, dit met name vanwege het effect dat resulteert ten opzichte van minieme kosten⁶⁵. Uit de studie van MARIN blijkt dat het daadwerkelijke effect van de maatregelen niet duidelijk is.

⁶⁴ Maatregelen uit de cumulatieve studie zijn beoordeeld in expertsessies

⁶⁵ Idem

8.9 Leemten in kennis

Bij draaiende windparken op zee wordt gemonitord hoeveel en welke schepen gebruik maken van de omgeving van het windpark en hoeveel en welke incidenten hierbij plaatsvinden. Met de gegevens die daaruit voortkomen zal besloten worden of het gewenst is om hier een afwegingskader en een kansmodel voor te ontwikkelen. Het gedrag en de verkeersstromen van niet-routegebonden verkeer, dat in het SAMSON model buiten windenergiegebied IJmuiden Ver is geplaatst, kan tevens gemonitord worden. Verder kunnen de scenario's en impact van aanvaringen en aandrijvingen met windturbines verder onderzocht en uitgewerkt worden.

Zo zijn in dit MER voor het bepalen van persoonlijk letsel bepaalde aannames gedaan. Het is bijvoorbeeld niet bekend wat de kans is dat de mast op dan wel van het schip af valt bij aanvaringen en aandrijvingen. Ook komt het bezwijkgedrag van windturbines uit een studie uit 2000 (Barentse, 2000), terwijl windturbines fors groter zijn geworden.

In het kader van de doorgroei van windenergie op zee is in cumulatieve zin gekeken naar scheepvaartveiligheid en wordt er nagedacht hoe geconstateerde kennisleemten en hiaten in te vullen zijn. Door MARIN is een onderzoek uitgevoerd naar de scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen door het gecombineerde effect van de autonome ontwikkeling en de uitrol van de routekaart windenergie op zee 2030⁶⁶. Meer recentelijk is een vergelijkbaar onderzoek gedaan waarbij ook de versnellingsopgave voor 2030 is meegenomen.⁶⁰ Naar aanleiding van beide onderzoeken is besloten een monitorings- en onderzoeksprogramma op te zetten voor de scheepvaart, om kennisleemten en hiaten in te vullen. Onderdeel van die hiaten is de effectiviteit van de voorgestelde mitigerende maatregelen. Dit programma is in het voorjaar van 2021 gestart onder de naam MOSWOZ (Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee). Het idee van MOSWOZ is dat het antwoord gaat geven op de thema's en onderzoeksvragen weergegeven in Tabel 8.9.

Tabel 8.9 thema en toelichting onderwerpen en onderzoeksvragen MOSWOZ

Thema	Uitleg
Monitoring	Gericht op actuele risico-ontwikkeling op zee door windparken voor alle scheepvaart
Veiligheid	Gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen windturbines
Doorvaart	Risico's doorvaart windparken versus omvaren
Vessel Traffic management	Inrichtingseisen Vessel Traffic Management (VTM)
Emergency Towing Vessels	Verkennen inzet meerdere Emergency Towing Vessels (ETV's) – effectiviteit en modus operandi
Hydro-meteo	Hydro-meteo in relatie tot scheepvaartveiligheid - effecten windparken op wind, golven en zicht - verbeteren weerwaarschuwingen
Ankergebieden	Ankergebieden beter benutten
Crisisorganisatie	Verkennen impact op crisisorganisatie (vanwege complexiteit)
Buitenlandse benchmarking	Buitenlandse benchmarking windparken onder andere constructieve eisen aan windturbines, inzet van maatregelen, harmonisatie.

Overige en aansluitende vragen die een plek moeten krijgen in een monitoringsprogramma zijn;

⁶⁶ Zie <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/scheepvaart/> voor meer informatie en het onderzoek.

- De monitoring is gericht op de actuele risico-ontwikkeling op zee. Dit geeft enerzijds zicht in het effect van maatregelen die (al) genomen worden en anderzijds wanneer aanvullende maatregelen nodig zijn;
- Fundamenteel onderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van huidige en toekomstige generatie windturbines door koopvaardij schepen;
- Risico's doorvaart windparken versus omvaren - nader onderzoek naar discrepantie tussen de modelresultaten en de inzichten van de experts – bv door onderzoek naar de mogelijke invloed van de grid-grootte in het SAMSON-model op de discrepantie;
- Inrichting Vessel Traffic Management/VTM - onderzoek naar de benodigde inrichtingseisen - analyseren van opties en effectiviteit;
- Verkennen en onderbouwen van opties en optimaal gebruik van ETV's t.a.v. positionering op zee, aantal in te zetten ETV's, mogelijke alternatieven en hoofdlijnen voor een Programma van Eisen;
- Verkennen van de mogelijkheden om middels een betere benutting van de ankergebieden de risico's voor aanvaringen met windturbines te beperken;
- Verkennen van de impact op de crisisorganisatie voor de Noordzee - wat betekent deze ontwikkeling voor de crisisorganisatie bij RWS & KW? - niet zo zeer qua aantallen incidenten maar vooral tav de complexiteit van de incidenten;
- Buitenlandse benchmarking windparken in relatie tot maatregelen voor scheepvaartveiligheid – verkennen hoe andere landen omgaan met het veiligheidsniveau en daaraan gekoppelde maatregelen ter voorkoming en mitigeren bijvoorbeeld ten aanzien van constructieve eisen aan de windturbines om de gevolgen van een aanvaring zo veel mogelijk te beperken - verkennen van opties voor harmonisatie;
- Hydro-meteo waarnemingen, modellen infrastructuur en onderzoek voor scheepvaartveiligheid - wat zijn de effecten van de windparken op het golf en weerbeeld op de Noordzee (wind, wolken en zicht)? Actualiseren van de weermodellen om én ruimtelijk nauwkeurige verwachtingen te maken én het effect van de windmolenparken op het weer mee te kunnen nemen in de verwachtingen t.b.v. een veilige scheepvaart én ten tijde van calamiteiten adequaat te kunnen handelen. Dit in aanvulling op de metingen die langs de vaarroutes plaats vinden. Hieruit kan naar voren komen dat op volgende parken geen metingen aan de rand van de parken nodig zijn;
- Vragen uit het Noordzeestrategie/OFL traject – onderzoek naar aanleiding van eventuele aanvullende vragen en scenario's met betrekking tot scheepvaart (doorvaart in corridors, 45 meter met/zonder vissen);
- En mogelijk een beleidsmatige verkenning naar normstelling - welk (type) normstelling past bij de veranderingen op de Noordzee (gelijkwaardigheidsbeginsel, gebiedsgericht, risico x gevolgkosten, etc.)?

Een eerste onderzoek naar de gevolgschades aan grotere windturbines (10MW) is inmiddels afgerond⁶³. De start van vervolgonderzoek met grotere windturbines en een modelvalidatie staat gepland voor halverwege 2022.

9 Landschap

9.1 Inleiding

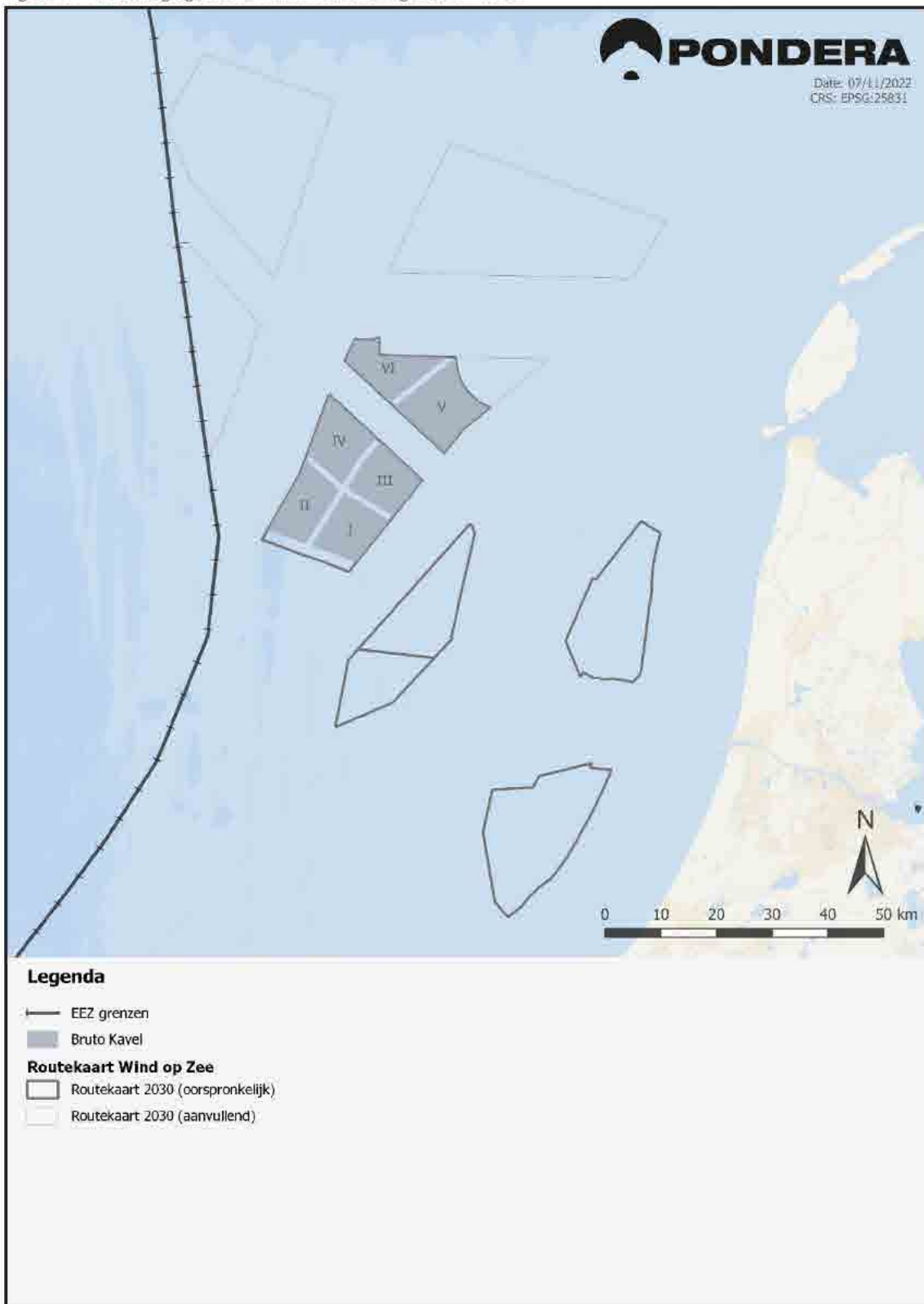
De zichtbaarheid van windturbines vanaf het vasteland is de belangrijkste factor voor het bepalen van de milieueffecten van het aspect landschap. Windturbines op zee kunnen zichtbaar zijn vanaf de kust, en kunnen zo de ervaring van de ruimte aantasten. Het is daarom belangrijk om te berekenen of en zo ja, in welke mate, windturbines zichtbaar zijn. Dat gebeurt in dit hoofdstuk.

In 2010 is een uitgebreide studie naar zichtbaarheid en maatschappelijke aspecten van windturbines op de Noordzee gedaan⁶⁷. Rijkswaterstaat heeft destijds opdracht gegeven voor dit onderzoek in het kader van de zoektocht naar mogelijkheden voor windparken aan de rand van de twaalfmijlszone. In dit MER zal mede worden ingegaan op de resultaten van de studie uit 2010. De resultaten uit die studie zijn ook gebruikt in de zichtbaarheidsanalyses die zijn uitgevoerd voor de kavelbesluiten van de windenergiegebieden Borssele en Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord).

In het komende hoofdstuk wordt ingegaan op de zichtbaarheid van turbines in kavel I van het windenergiegebied IJmuiden ver, gezien vanaf de Nederlandse kust. IJmuiden ver kent in totaal zes verschillende kavels. Die zijn te zien in Figuur 9.1.

⁶⁷ Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

Figuur 9.1 Windenergiegebied IJmuiden ver en aangewezen kavels



9.1.1 Worst-case benadering: maximale hoogte 305 meter

In dit hoofdstuk wordt een worst-case benadering gehanteerd voor het bepalen van de effecten op landschap. Dat betekent dat de maximale waarde van de kenmerken uit de bandbreedte uit Tabel 4.2 gebruiken. Op basis van die kenmerken worden berekeningen gedaan en effecten beoordeeld.

Er zijn nog geen exacte coördinaten bekend van de turbineopstellingen. Voor de analyse worden daarom de buitenranden van de kavelvlakken aangehouden als positie voor de dichtstbijzijnde windturbines, zodat de zichtbaarheid van de windturbines in de kavel niet kan worden onderschat.

De volgende kenmerken van windturbines zijn relevant voor het aspect landschap:

- de afstand tot de kust;
- het aantal turbines;
- de tiphoogte van de te plaatsen turbines;

Andere kenmerken, zoals de manier waarop de turbine wordt gefundeerd (monopile, tripod, etc.) of de dikte van de turbinepaal, hebben geen significant effect op zichtbaarheid. Dit komt doordat de minimale afstand tot het vasteland zo groot is, dat dit onderscheid ondergeschikt is aan de hoogte van de turbine. Met andere woorden: de hoogte van de turbines is bepalend voor de zichtbaarheid van de turbines vanaf het vasteland, niet de fundatiewijze of dikte van de turbinepaal. In Tabel 9.1 staan de relevante waarden van het in dit hoofdstuk gebruikte alternatief.

Tabel 9.1 Relevante kenmerken van het windpark

Kenmerk	Worst-case
Rotordiameter	280
Ashoogte	165
Tiphoogte	305

9.1.2 Kwantitatieve beoordeling: zichtbaarheid in percentage van de tijd

In Tabel 9.2 staat het beoordelingskader voor het thema landschap. Op basis van deze beoordelingscriteria worden de effecten van het windpark op het landschap in dit hoofdstuk beschreven. Zoals eerder is genoemd in de inleiding is alleen de zichtbaarheid van de windturbines van belang voor het aspect landschap. De zichtbaarheid wordt kwantitatief beoordeeld, door te berekenen welk percentage van de tijd de turbines (theoretisch) zichtbaar zijn.

Tabel 9.2 Beoordelingskader thema Landschap

Aspect	Beoordelingscriterium	Effectbeoordeling
Landschap	Zichtbaarheid (in percentage van de tijd)	Kwantitatief (% van de tijd dat het park zichtbaar is)

9.2 Opzet en Leeswijzer

In paragraaf 9.3 wordt beschreven hoe de zichtbaarheid van windturbines kan worden bepaald en berekend. In dit stuk worden ook de verschillende technische uitgangspunten die daarbij een rol spelen uiteengezet. In paragraaf 9.4 worden de berekende effecten beoordeeld op basis van het beoordelingskader in Tabel 9.2.

9.3 Zichtbaarheid van windturbines op zee

Zichtbaarheid is een abstract begrip waar niet gemakkelijk één passende definitie voor te vinden is. Er is een aantal factoren dat beïnvloedt of iets zichtbaar is. Sommige van deze factoren blijven hetzelfde, zoals afstand tot de waarnemer en de eigenschappen van het waar te nemen object. Maar ook veranderlijke factoren, zoals de meteorologische omstandigheden, kunnen effect hebben op de zichtbaarheid van een object. In deze paragraaf worden de belangrijkste factoren die de zichtbaarheid van objecten bepalen besproken. De zichtbaarheid van windturbines op zee wordt vervolgens met objectieve maatstaven beoordeeld.

De afstand waarop een object nog kan worden waargenomen wordt het zichtbereik genoemd. Dit bereik hangt af van een drietal factoren:

1. de eigenschappen van het object (windturbines);
2. de theoretische zichtbaarheid, die wordt bepaald door:
 - a. de kromming van de aarde (kimduiking);
 - b. de visus van het menselijk oog;
3. de meteorologische omstandigheden.

9.3.1 Eigenschappen van het object beïnvloeden zichtbaarheid

De afmetingen, het materiaal en de kleur van een object bepalen (deels) de zichtbaarheid ervan. Een groot object is vanzelfsprekend beter zichtbaar dan een klein object. Maar ook de kleur en het materiaalgebruik zijn van belang. Lichtblauwe of witte objecten vallen minder op tegen een lichte achtergrond, zoals de lucht, dan donkere objecten. Ook zal een object waarvan het materiaal weinig licht reflecteert minder goed zichtbaar zijn⁶⁸. Windturbines op zee zijn over het algemeen voorzien van een matte coating.

Beweging is een andere objecteigenschap die de zichtbaarheid beïnvloedt. Bewegende objecten trekken extra aandacht, omdat een deel van de zenuwen in onze ogen zeer gevoelig is voor beweging⁶⁹. Een draaiende windturbine zal daarom meer opvallen dan bijvoorbeeld een stilstaande radiomast van gelijke omvang.

9.3.2 Theoretische zichtbaarheid wordt bepaald door kimduiking en het menselijk oog

Voordat de maximale waarnemingsafstand (zichtbereik) kan worden berekend, is het van belang eerst de theoretische zichtbaarheidsafstand te berekenen. De theoretische zichtbaarheidsafstand wordt bepaald door de kromming van de aarde (kimduiking) en de beperkingen van het menselijk oog (de visus). Als

⁶⁸ Lörzing et al, 2007: zichtbaarheid van de Belle van Zuylen-toren

⁶⁹ Martinez-Condo & Macknick, 2007: Venster op de Geest

objecten op een te grote afstand staan zullen zij door één of beide van deze effecten niet meer zichtbaar zijn.

Turbines niet meer zichtbaar vanaf 67 kilometer afstand vanwege kimduiking

Doordat de aarde geen plat vlak is maar een bol, moet rekening gehouden worden met de curve van deze bol, ofwel de kromming van de aarde. Door de kromming van de aarde verdwijnen objecten achter de horizon naarmate de afstand tussen de waarnemer en het object groter wordt. Dit wordt ook wel kimduiking genoemd. Zie voor meer informatie Kader 9.1 en de schematische weergave in Figuur 9.2. De hoogte van een waarnemer is bij kimduiking van belang. Bij een waarnemehoogte van 1,6 m (ooghoogte), is het effect van kimduiking merkbaar bij een afstand tot het object vanaf ongeveer 4,5 km. Naarmate de afstand toeneemt zal een steeds groter deel van de onderzijde van het object niet meer te zien zijn (aangegeven met de letter 'x' in Figuur 9.2), totdat uiteindelijk het gehele object achter de horizon is verdwenen.

Kader 9.1 Berekening kimduiking

De theoretische afstand waarop een object geheel zal verdwijnen door kimduiking is als volgt te berekenen:

$$x = \frac{r}{\sin \beta} - r$$

$$\alpha = \frac{d * 360^\circ}{2 \pi r}$$

$$\beta = 180^\circ - \alpha - \sigma$$

$$\sigma = \arcsin \left[\frac{r}{r+w} \right]$$

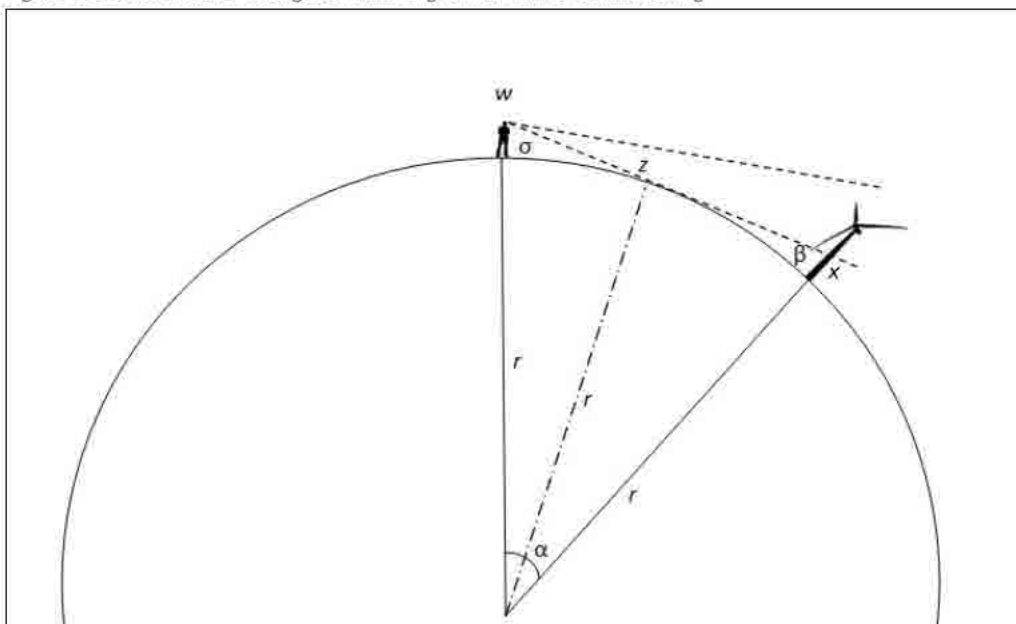
Waarin:

d = kijkafstand in m

r = straal van de aarde (6.378.000 m)

w = ooghoogte waarnemer (1,60 m)

Figuur 9.2 Schematische weergave kromming van de aarde en kimduiking



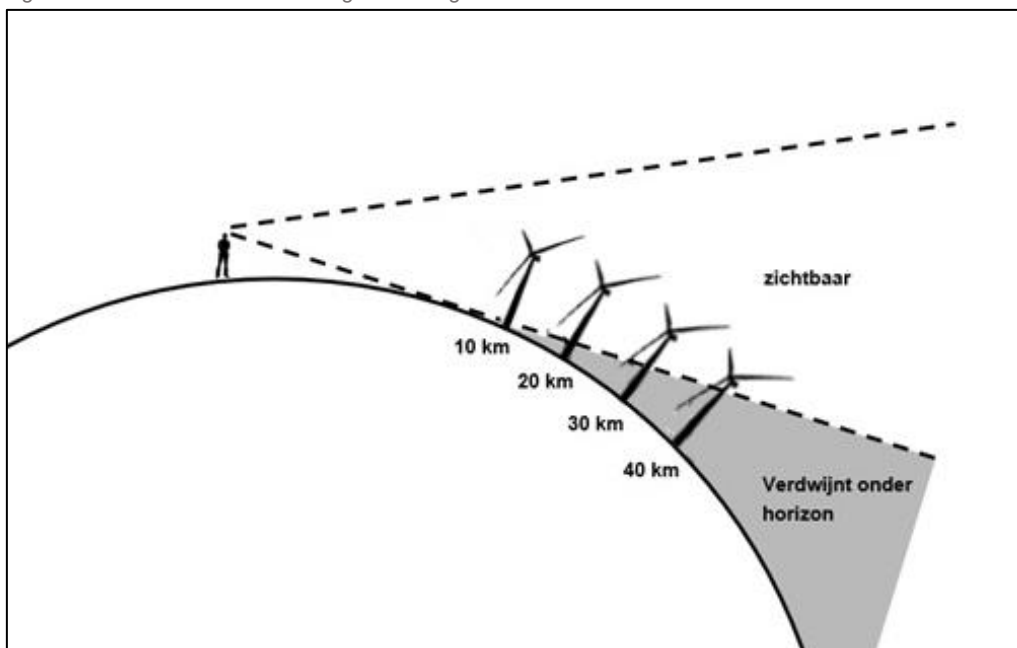
Bron: Lörzing et al, 2007

In Tabel 9.3 staan de verdwijnafstanden door kimduiking, die volgens de bovenstaande formule zijn berekend (zie ook Figuur 9.3). Het valt op dat het deel van een object dat niet meer te zien is snel groter wordt naarmate de afstand toeneemt. Uit dezelfde berekening blijkt dat een windturbine met een tiphoogte van 305 meter (de hoogte van de in dit MER beschouwde windturbines) op een afstand van ongeveer 67 kilometer geheel aan het zicht onttrokken wordt door dit effect bij een ooghoogte van 1,60 meter (strandbezoeker). Wanneer de waarnemer zich op een grotere hoogte bevindt, bijvoorbeeld op een duin of op een verdieping van een gebouw (20 meter), worden de turbines pas volledig aan het zicht onttrokken op een afstand van 82 kilometer tot het object.

Tabel 9.3 Verdwijnafstanden door kimduiking

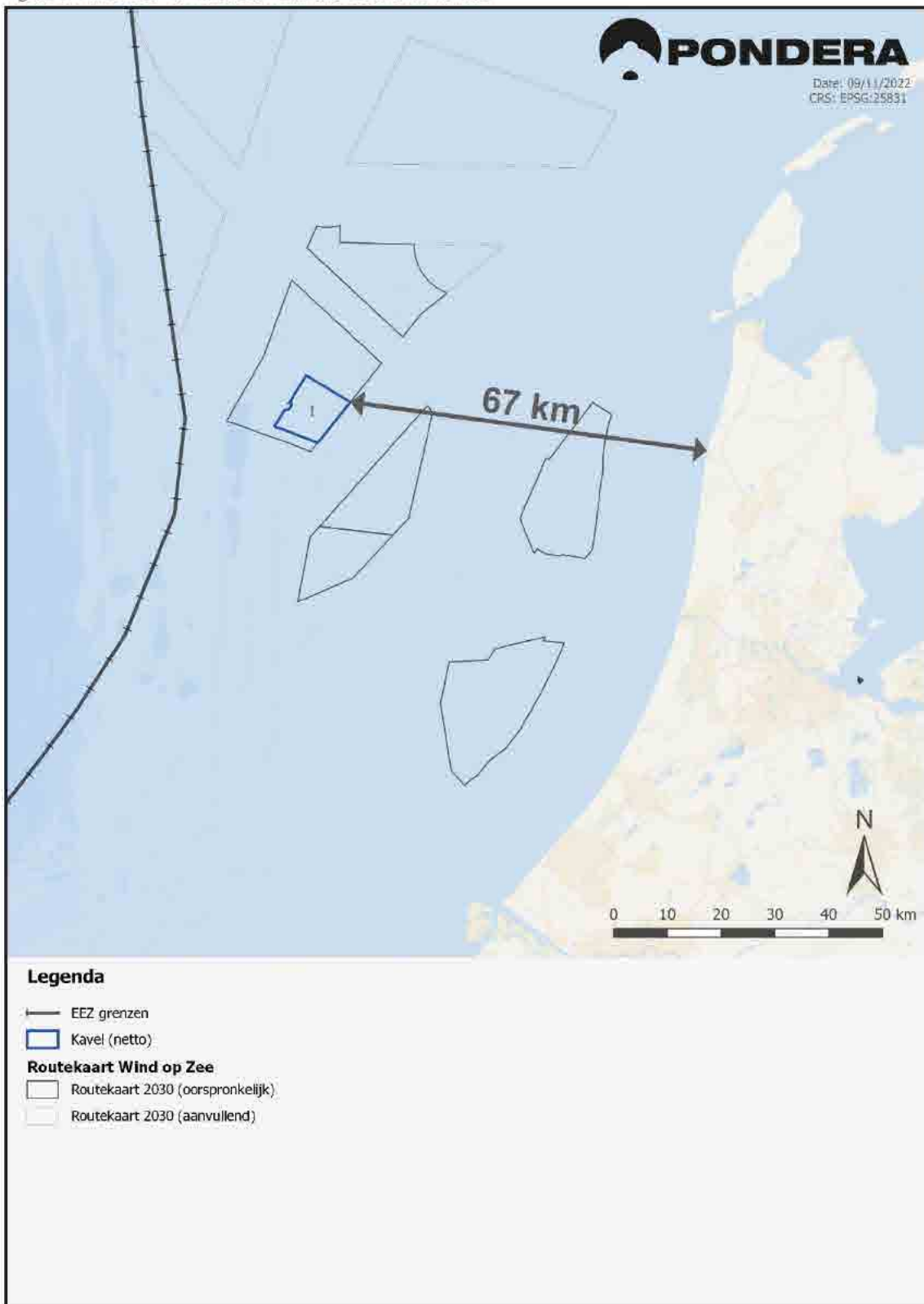
Afstand tot object	Deel niet meer zichtbaar	
	Ooghoogte: 1,60 meter	Hoogte: 20 meter
10 km	2 m vanaf aardoppervlak	0 m vanaf aardoppervlak
20 km	20 m vanaf aardoppervlak	2 m vanaf aardoppervlak
30 km	50 m vanaf aardoppervlak	15 m vanaf aardoppervlak
40 km	100 m vanaf aardoppervlak	45 m vanaf aardoppervlak
50 km	160 m vanaf aardoppervlak	100 m vanaf aardoppervlak
60 km	245 m vanaf aardoppervlak	150 m vanaf aardoppervlak
70 km	335 m vanaf aardoppervlak	230 m vanaf aardoppervlak
80 km	445 m vanaf aardoppervlak	320 m vanaf aardoppervlak

Figuur 9.3 Schematische voorstelling kimduiking en windturbines



De kavel IJmuiden Ver I ligt op een minimale afstand van ongeveer 67 kilometer tot de Nederlandse kust. Dit dichtstbijzijnde punt aan de Nederlandse kust ligt op het strand bij Petten. Zie hiervoor Figuur 9.4. Dat betekent dat de in dit MER beschouwde turbines met een tiphoogte van 305 meter volledig aan het zicht zullen worden onttrokken door de effecten van kimduiking bij een ooghoogte van 1,60 meter. Op een waarnemingshoogte van 20 meter is dit niet het geval; de bovenste 100 meter van de turbines blijft in dat geval theoretisch zichtbaar.

Figuur 9.4 IJmuiden Ver kavels en minimale afstand tot de kust



Menselijk oog kan object van 1 meter in theorie tot 10 kilometer waarnemen

Het menselijk oog is een zeer gevoelig instrument met een scherp waarnemingsvermogen, maar heeft desondanks natuurlijke beperkingen. Om te bepalen wat het maximale zichtbereik is, moet rekening gehouden worden met de gezichtsscherpte ofwel 'visus' van het menselijk oog. Uit wetenschappelijke literatuur blijkt dat onder optimale omstandigheden (hoog contrast en voldoende licht) het menselijk oog van een jong en gezond persoon, twee objecten van elkaar kan onderscheiden (in het midden van het blikveld) wanneer deze 0,3 boogminuten uit elkaar liggen⁷⁰. Dit betekent dat een voorwerp van 1 meter breed nog zichtbaar is op 10 kilometer. Een windturbinemast van bijvoorbeeld 4 meter doorsnede kan dus theoretisch, bij optimale omstandigheden, op 40 kilometer afstand nog worden onderscheiden van de achtergrond.

Niet alle onderdelen van de windturbine hebben echter een gelijke omvang en zijn dus op dezelfde afstand nog zichtbaar. We maken daarom een onderscheid in de belangrijkste onderdelen van de turbine, waarbij we aannames doen voor de afmetingen van deze onderdelen. In Tabel 9.4 worden deze afmetingen weergegeven. Zie ook Figuur 9.5.

Het waarnemen van windturbines tot op de theoretische zichtafstand is alleen mogelijk onder de meest optimale omstandigheden en zal in de praktijk niet altijd mogelijk zijn. Om te voorkomen dat landschapseffecten worden onderschat zijn deze getallen in deze studie wel gehanteerd (worst case inschatting).

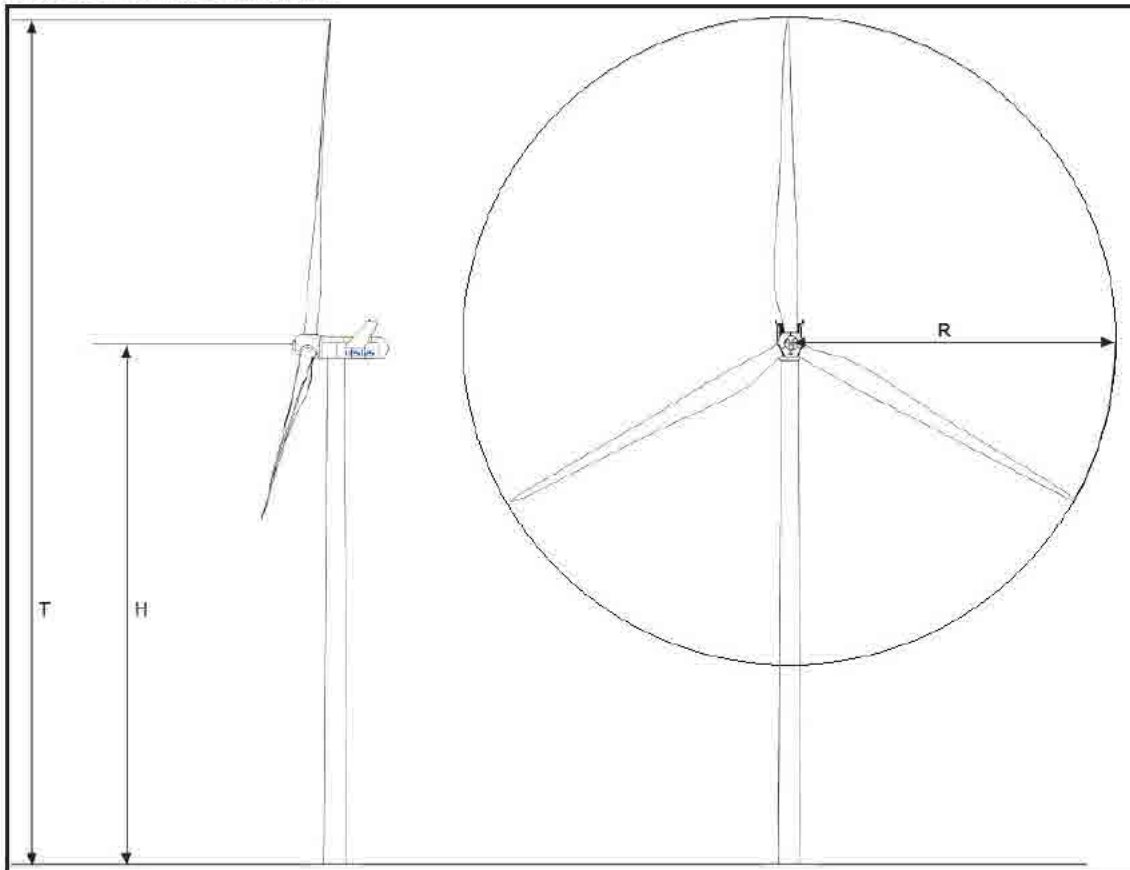
Tabel 9.4 Afmetingen turbineonderdelen

Turbineonderdeel	Afmeting onderdeel (m)*	Op max. hoogte (m)
Mast (maximale diameter)	15,0	187,0
Gondel	12,0	197
Rotorbladen (maximale breedte)	9,0	+ - 210,0
Rotortip	0,6	305

* Het betreft hier een fictieve turbine. De afmetingen zijn gebaseerd op die van de GE Haliade-X 12MW.

⁷⁰ Shang, H. and Bishop, I.D., 2000

Figuur 9.5 Afmetingen windturbines



In de praktijk worden theoretisch ideale condities zelden behaald

Er is ook onderzoek gedaan naar de werkelijke prestaties van het menselijk oog in relatie tot zichtbaarheid van windturbines⁷¹. Hieruit is gebleken dat bij extreem helder weer en op 25 km afstand, ongeveer 25 procent van de waarnemers een object nog herkende. Dit betrof turbines met een ashoogte van 50 meter en een rotordiameter van 52 meter. Uit de studie blijkt dat grote contrastwaardes tussen het object en de omgeving met name van belang zijn bij het waarnemen van objecten.

Deze inzichten met betrekking tot de visus van het menselijk oog zijn van belang bij het interpreteren van de zichtbaarheid van windturbines op zee. Tot een afstand van 5 km is het hele rotorblad voor mensen zichtbaar, en mag worden aangenomen dat een gemiddeld persoon dit zal kunnen waarnemen. Daarna zal de zichtbaarheid echter afnemen omdat het contrast niet maximaal is. Een witte turbine tegen een blauwe achtergrond is goed zichtbaar, maar er niet continue geen sprake deze situatie met maximaal contrast. Contrast wordt namelijk in hoge mate bepaald door de (weers-)omstandigheden, en deze zijn vrijwel nooit goed genoeg om de maximale theoretische zichtbaarheid ook daadwerkelijk te kunnen halen.

⁷¹ Bishop, et al, 2002: Determination of thresholds of visual impact: the case of wind turbines

Kimduiking heeft grootste effect op theoretische zichtbaarheid

Met de bovenstaande informatie kunnen we de theoretische zichtbaarheid van windturbines berekenen. Hierbij zijn aannames gedaan over de afmetingen van de verschillende onderdelen van de windturbines. In Tabel 9.5 staan de resultaten.

Tabel 9.5 Theoretische zichtbaarheid turbine

Turbineonderdeel	Afmetingen onderdeel (m)	Op maximale hoogte (m)	Maximale afstand zichtbaarheid (km)			Bepalende factor zichtbaarheid
			Op basis van kimduiking		Op basis van de visus	
			1,6 meter ooghoogte	20 meter ooghoogte		
Mast (maximale diameter)	15,0	187,0	54	65	172	Kimduiking
Gondel	12,0	197,0	55	67	137	Kimduiking
Rotorblad (maximale breedte)	9,0	+ 210,0	57	68	103	Kimduiking
Rotortip	0,6	305	67	79	7	Visus

Uit de bovenstaande tabel blijkt dat kimduiking het grootste effect heeft op de zichtbaarheid van de mast, de gondel en het dikste punt van het rotorblad. Dit betekent dat deze onderdelen eerder onder de horizon zullen verdwijnen, dan dat zij niet meer theoretisch zichtbaar zouden zijn vanwege de beperkingen van het menselijk oog. De rotortip, die een stuk smaller is dan de andere onderdelen, is op een relatief korte afstand niet meer zichtbaar voor het menselijk oog. Voor dit onderdeel is daarom de visus van het oog de primaire beperkende factor voor de zichtbaarheid.⁷²

Alle onderdelen van de turbines, met uitzondering van het bovenste tipje van de rotorbladen, verdwijnen achter de horizon wanneer een waarnemer op het strand staat, en de ooghoogte rond de 1,60 meter ligt. Vanwege de beperkingen van de menselijke visus zal echter de rotortip ook niet meer zichtbaar zijn op de minimale afstand tot de windturbine van 67 kilometer.

Op een waarnemingshoogte van 20 meter worden de windturbines niet (volledig) aan het zicht onttrokken door kimduiking. Het bovenste deel van de gondel en het brede stuk van een rotorblad dat recht omhoog staat zullen theoretisch gezien nog wel zichtbaar zijn vanaf het strand. Voor de rotortip maakt de waarnemingshoogte niet uit: die zal ook op 20 meter niet meer zichtbaar zijn vanwege de beperkingen van het menselijk oog.

Conclusie: windpark is theoretisch gezien nog zichtbaar, maar alleen op 20 meter ooghoogte. Uit de analyse blijkt dat de theoretische zichtbaarheid van de turbines in kavel I van IJmuiden Ver voornamelijk wordt beïnvloed door het effect van kimduiking. Op de afstand waarop de grootste onderdelen (de gondel en het breedste deel van het blad) onder de horizon zijn verdwenen dankzij de kromming van de aarde, zouden zij nog altijd theoretisch zichtbaar zijn met het menselijk oog.

De rotortip heeft de grootste maximale zichtbaarheid op basis van kimduiking, omdat dit het hoogste onderdeel van de turbine is, en dus ook het hoogste boven de horizon uitsteekt. Vanwege de kleine

⁷² De rotortip is op het smalste punt ongeveer 60 centimeter breed, en wordt richting de gondel steeds breder. Er is daarom geen exacte afstand of rotortipbreedte waarop met zekerheid kan worden gezegd dat de rotortip niet meer zichtbaar is.

afmetingen van de rotortip zal die echter niet meer zichtbaar zijn voor het menselijk oog, ruim voordat de effecten van kimduiking een rol gaan spelen.

Op een ooghoogte van 20 meter zijn de mast, gondel en het breedste stuk van het rotorblad mogelijk nog wel zichtbaar vanaf het strand.

De bovenstaande paragrafen betreffen het berekenen van de theoretische zichtbaarheid. Voor de daadwerkelijk zichtbaarheid moet ook worden uitgegaan van een extra zichtbeperkende factor: de meteorologische omstandigheden. In de volgende paragraaf wordt hier verder op ingegaan.

9.3.3 Meteorologische omstandigheden verkleinen zichtafstand

Naast de afstand tot een object, en de fysieke eigenschappen daarvan, hebben ook de meteorologische omstandigheden effect op de zichtbaarheid. Het zicht wordt vaak beperkt door (water)deeltjes in de lucht, die de doorlaatbaarheid van de lucht verminderen en daarmee de zichtsafstand verkleinen⁷³. Het KNMI meet op 26 weerstations in Nederland de maximale zichtafstand per uur. Door het gemiddelde te nemen van een aantal weerstations (IJmuiden, Hoek van Holland, De Kooy en Schiphol) kan worden berekend binnen welk percentage van de tijd het windpark mogelijk zichtbaar is.

Op basis van resultaten uit voorgaande zichtbaarheidsanalyses^{74,75,76} blijkt dat objecten op een afstand van 48,6 kilometer tijdens de zomerperiode ongeveer 1% van de tijd zichtbaar zijn, oftewel een gemiddelde van 1 dag tijdens de periode mei – oktober. Op die dag is het park gemiddeld 0,8% van de dagperiode zichtbaar. Dit komt neer op ongeveer 7 minuten. Aangezien de windturbines in dit MER significant verder weg zullen komen te liggen dan de 48,6 kilometer uit die analyse, namelijk op minimaal 67 kilometer, zullen de effecten ook kleiner zijn.

De conclusie is dan ook dat het windpark vanwege de meteorologische omstandigheden nauwelijks zichtbaar zal zijn.

9.3.4 Horizontale beeldhoek: windpark niet dominant aanwezig

De horizontale beeldhoek is een indicatie van hoe dominant een object aanwezig is in het zicht van de waarnemer. De horizontale beeldhoek wordt gedefinieerd als de breedte van het windpark in het beeld van de beschouwer, wanneer deze over de Noordzee uitkijkt. Uit Nierman et al. (2010)⁷⁷ blijkt dat dit relevant is tot op een afstand van ongeveer 30 kilometer. Buiten deze afstand neemt de zichtbaarheid van het windpark dermate af dat de aanwezigheid daarvan in de horizontale beeldhoek van het windpark niet meer bepalend is voor de dominantie daarvan in het beeld van de strandbezoeker.

Uit de bovenstaande paragrafen is gebleken dat het windpark niet tot nauwelijks zichtbaar zal zijn. Het windpark zal dus naar alle waarschijnlijkheid niet dominant zijn in het beeld van strandbezoekers.

⁷³ KNMI (2012)

⁷⁴ MER Kavel V en VI Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), bijlage 10 - Zichtbaarheidsanalyse

⁷⁵ MER Kavels I t/m IV, Hollandse Kust (zuid) (2015)

⁷⁶ MER Kavels VI en VII, Hollandse Kust (west) (2019)

⁷⁷ Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

9.3.5 Luchtvaartverlichting zeer waarschijnlijk niet te zien vanaf het strand

De International Civil Aviation Organization (ICAO) schrijft voor turbines met een tiphoogte van meer dan 150 meter in de nacht een rood knipperend licht voor van 2.000 candela. Voor overdag en in de schemering wordt een wit licht met 20.000 candela voorgeschreven. Hoe meer turbines worden voorzien van verlichting voor de luchtvaart, hoe zichtbaarder het windpark is. Op de worst case afstand van IJmuiden Ver I - 67 kilometer - komt een verlichtingssterkte van 2.000 candela overeen met 445 nanolux.

Ter vergelijking: een volle maan heeft, onder ideale omstandigheden, een verlichtingssterkte van 0,3 lux⁷⁸, wat betekent dat de luchtvaartverlichting in het worstcasescenario een sterkte heeft die 674 duizend keer minder sterk is dan een volle maan. Daarnaast zullen effecten zoals kimduiking, en de meteorologische omstandigheden, de zichtbaarheid van lichten verminderen. Deze zullen daarom naar alle waarschijnlijkheid niet zichtbaar zijn.

9.4 Effectbeoordeling

Uit de bovenstaande effectbeschrijvingen blijkt dat de turbines van kavel I van IJmuiden ver in het worstcasescenario niet zichtbaar zullen zijn op een ooghoogte van 1,6 meter. Op een ooghoogte van 20 meter – zoals bijvoorbeeld op een duin – zullen bepaalde delen van de windturbines theoretisch gezien wel zichtbaar zijn. De meteorologische omstandigheden verminderen de zichtbaarheid echter significant.

Op basis van eerdere berekeningen voor zichtbaarheidsanalyses blijkt dat het windpark minder dan 1% van de tijd zichtbaar zal zijn in de zomerdagen (minder dan 1 dag per zomer, en op die dag minder dan 7 minuten lang).

De effectbeoordeling voor het thema landschap is neutraal (0), zie Tabel 9.6.

Tabel 9.6 Effectbeoordeling thema landschap

Beoordelingscriterium	Beoordeling
Zichtbaarheid in percentage van de tijd	0

De bovenstaande beoordeling gaat uit van het worstcasescenario. Dat betekent in dit geval dat het punt van de kavelrand dat het dichtst bij de kust ligt (67 kilometer), als uitgangspunt is genomen. In werkelijkheid zal een groot deel van het windenergiegebied verder weg liggen dan die 67 kilometer. De hierboven omschreven effecten op de zichtbaarheid zoals kimduiking, de visus van het menselijk oog en de meteorologische omstandigheden nemen exponentieel toe met de afstand. De zichtbaarheid van de windturbines van de verder weg gelegen turbines, en dus het effect op het landschap, zal daarom kleiner zijn.

9.5 Cumulatie

Naast het windenergiegebied IJmuiden Ver worden er ook andere windenergiegebieden gerealiseerd. Daarnaast hebben bestaande windparken die in de buurt liggen, zoals Egmond aan Zee, ook een mogelijk effect op het landschap. In voorgaande zichtbaarheidsanalyses⁷⁹ is de cumulatieve horizontale beeldhoek

⁷⁸ Kyba, Christopher C. M.; Mohar, Andrej; Posch, Thomas (2017). "How bright is moonlight?" *Astronomy & Geophysics*. 58 (1): 1.31–1.32. doi:10.1093/astrogeo/atx025.

⁷⁹ MER Kavel V en VI Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), bijlage 10 - Zichtbaarheidsanalyse

op het beeld van de kustbezoeker berekend, zodat kon worden bepaald of het windpark dominant zou zijn in het beeld van kustbezoekers. Hierbij zijn alleen objecten tot 30 kilometer meegenomen, aangezien de zichtbaarheid van objecten na deze afstand sterk afneemt dankzij onder andere kimduiking en meteorologische omstandigheden.

Het windkavel IJmuiden Ver I ligt op 67 kilometer afstand van de kust, en is alleen daardoor op jaarbasis minder dan 24 uur zichtbaar. Hetzelfde geldt voor het nabijgelegen windenergiegebieden zoals Hollandse Kust (west) en Nederwiek. Er wordt daarom geen significante bijdrage aan de cumulatieve effecten verwacht en zijn er geen mitigerende maatregelen noodzakelijk.

9.5.1 Leemten in kennis

Voor het thema Landschap zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving.

10 Overige gebruiksfuncties

10.1 Inleiding

Bij de locatiekeuze van windenergiegebied IJmuiden Ver is rekening gehouden met de overige gebruiksfuncties van de Noordzee. Dankzij die locatieoverweging zijn de effecten van een windpark binnen de grenzen van dit windenergiegebied op de overige gebruiksfuncties in de omgeving beperkt. Desondanks kunnen er effecten optreden door de aanleg, exploitatie of verwijdering van de turbines en parkbekabeling.

In dit hoofdstuk zijn de effecten voor onderstaande onderwerpen onderzocht voor het milieuaspect overige gebruiksfuncties:

- Visserij
- Mijnbouw
- Luchtvaart
- Zand-, grind- en schelpenwinning
- Baggerstort
- Scheeps-, wal- en luchtvaartradar
- Kabels en leidingen
- Telecommunicatie
- Militaire activiteiten en niet-gesprongen explosieven (NGE)
- Recreatie en toerisme
- Cultuurhistorie en archeologie
- Bestaande windparken

Hierna volgt een beschrijving van de bandbreedte die in dit MER wordt onderzocht en de alternatieven die daarbinnen gekozen zijn. Vervolgens wordt in het beoordelingskader per onderwerp beschreven welke beoordelingscriteria er gebruikt zijn in de effectbeoordeling.

Vervolgens wordt per onderwerp beschreven wat de huidige situatie is, wat eventuele relevante autonome ontwikkelingen zijn (de nulsituatie), hoe en wanneer er effecten optreden en welke beoordeling de alternatieven krijgen tijdens de exploitatiefase, tijdens aanleg, verwijdering of onderhoud.

Samenvattend wordt de effectbeoordeling van alle onderwerpen in zijn geheel beschreven en wordt er aandacht besteed aan mogelijke cumulatieve effecten, eventuele noodzakelijke mitigerende maatregelen en overblijvende leemten in kennis.

In tegenstelling tot de andere effecthoofdstukken is er in dit hoofdstuk voor gekozen om per onderwerp zowel de huidige situatie en autonome ontwikkeling, als ook de effectbeschrijving en -beoordeling op te nemen. Hiermee wordt de leesbaarheid van het hoofdstuk vergroot.

10.2 Onderzochte alternatieven binnen de bandbreedte

De effecten op veel overige gebruiksfuncties zijn niet zozeer afhankelijk van de interne inrichting van een windpark (de positie van iedere turbine), maar van de buitencontouren van de kavel die het fysieke ruimtebeslag bepalen. De windturbines vormen fysieke obstakels waardoor het uitvoeren van veel

gebruiksfuncties binnen een windpark niet, of enkel onder voorwaarden, is toegestaan. Dit is het geval voor de onderwerpen visserij, mijnbouw, zand-, grind- en schelpenwinning, scheeps-, wal- en luchtvaartradar, baggerstort, kabels en leidingen, militaire activiteiten en recreatie en toerisme. We gaan ervan uit dat toekomstige ontwikkelaars de ruimte binnen de kavel volledig gebruiken. Daarom onderzoeken we geen alternatieve buitencontouren.

Voor enkele overige gebruiksfuncties spelen de specifieke inrichtingsaspecten van een windpark wel een mogelijke rol in de effectbeoordeling. Voor deze onderwerpen worden de effecten met name bepaald door inrichtingskenmerken, zoals de tiphoogte of het oppervlak aan erosiebescherming rondom de fundering. Dit is het geval voor de onderwerpen luchtvaart, telecommunicatie, NGE en cultuurhistorie en archeologie. We gaan ervan uit dat de toekomstige ontwikkelaars verschillende inrichtingen overwegen en kunnen toepassen. Daarom onderzoeken we wel alternatieve inrichtingen.

Tabel 10.1 geeft een indicatie van de oppervlakten van verschillende type funderingen en erosiebescherming wanneer deze voor alle turbines binnen de kavel toegepast zijn.

Tabel 10.1 Oppervlakte fundering en erosiebescherming. Weergegeven zijn de totaaloppervlaktes van een windpark met 67 x 15 MW turbines of 50 x 20 MW turbines (zie hoofdstuk 5 voor meer informatie).

Type fundering	Oppervlakte fundering (m ²)	Oppervlakte erosiebescherming per type (m ²)	Totale oppervlakte erosiebescherming (m ²)	Totale oppervlakte (m ²)
Jacket Ø 3,0 m (15 MW)	1.894	679	45.000	47.000
Jacket Ø 5,0 m (20 MW)	3.927	1885	94.000	98.000
Monopile Ø 11,5 m (15 MW)	6.959	831	56.000	63.000
Monopile Ø 15,0 m (20 MW)	8.836	1414	71.000	80.000
Tripod Ø 3,0 m (15 MW)	1.421	509	34.000	36.000
Tripod Ø 5,0 m (20 MW)	2.945	1414	71.000	74.000
Suction bucket Ø 20,0 m (15 MW)	21.049	7540	505.000	526.000
Suction bucket Ø 30,0 m (20 MW)	35.343	16965	848.000	884.000
Gravity BF Ø 40,0 m (15 MW)	84.195	10053	674.000	758.000
Gravity BF Ø 50,0 m (20 MW)	98.175	15708	785.000	884.000

10.2.1 Alternatieven

Er zijn twee alternatieven onderzocht om in kaart te brengen welke effecten er minimaal en maximaal kunnen ontstaan binnen de bandbreedte die in dit MER wordt onderzocht. Hiermee wordt zowel het best case als het worst case alternatief onderzocht.

Alternatief 1

Een inrichting met 67 windturbines van 15 MW met een tiphoogte van 261 meter en een tripod fundatie. Bij deze inrichting heeft een windpark in de kavel de kleinst mogelijke omvang in termen van tiphoogte en erosiebescherming. Naar verwachting zijn de effecten hiermee ook het kleinst. Daarom kan dit gezien worden als een best case alternatief waarbij minimale effecten optreden binnen de bandbreedte.

Alternatief 2

Een inrichting met 50 windturbines van 20 MW met een tiphoogte van 305 meter en een suction bucket, of gravity based fundatie. Bij deze inrichting heeft een windpark in de kavel de grootst mogelijke omvang in termen van tiphoogte en erosiebescherming. Naar verwachting zijn de effecten hiermee ook het grootst en kan dit gezien worden als een worst case alternatief waarbij maximale effecten optreden binnen de bandbreedte.

10.3 Beoordelingskader

Voor elk onderwerp van het milieuaspect overige gebruiksfuncties is minimaal één beoordelingscriterium opgesteld in Tabel 10.2. Op basis van die criteria worden de effecten beschreven en beoordeeld. Wanneer dat mogelijk is worden de criteria kwantitatief toegepast, en anders kwalitatief. De onderzochte effecten met betrekking tot scheeps- en walradar zijn aanvullend op de effecten onderzocht in Hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid.

Tabel 10.2 Onderzochte onderwerp van het milieuaspect overige gebruiksfuncties en hun beoordelingscriteria.

Onderwerp	Beoordelingscriterium
Visserij	Beperkingen visserij
Mijnbouw	Beperkingen olie- en gaswinning
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart
	Interferentie helikopterverkeer
	Interferentie Kustwacht
	Interferentie militaire luchtvaart
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning
Baggerstort	Beperkingen baggerstortlocaties
Scheeps-, wal- en luchtvaarradar	Interferentie radar
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen
Telecommunicatie	Verstoring straalpaden
Militaire activiteiten en NGE	Interferentie militaire activiteiten en NGE
	Aanwezigheid niet-gesprongen explosieven
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart
	Beperkingen kustrecreatie
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten
Bestaande windparken	Beïnvloeding elektriciteitsopbrengst bestaande windparken

10.4 Visserij

10.4.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

De Noordzee is een belangrijk gebied voor de commerciële visserij. Verspreid over de gehele Noordzee worden dan ook verschillende vormen van visserij beoefend. Op de Noordzee zijn vissers vanuit verschillende Europese landen actief.

De Noordzee maakt onderdeel uit van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan en kan op verschillende manieren ingedeeld worden, zie Figuur 10.1. Het gedeelte van een continent dat onder water staat wordt het continentaal plat genoemd. Het Nederlandse Continentaal Plat (NCP) is gelijk aan de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ).⁸⁰ Het heeft een oppervlakte van ongeveer 57.000 km² wat verdeeld is in blokken (A – T), die op hun beurt verdeeld zijn in vakken (1 – 18). Binnen de visserijsector wordt de Noordzee ook ingedeeld met de handelsbenamingen Noordelijke, Centrale en Zuidelijke Noordzee.⁸¹

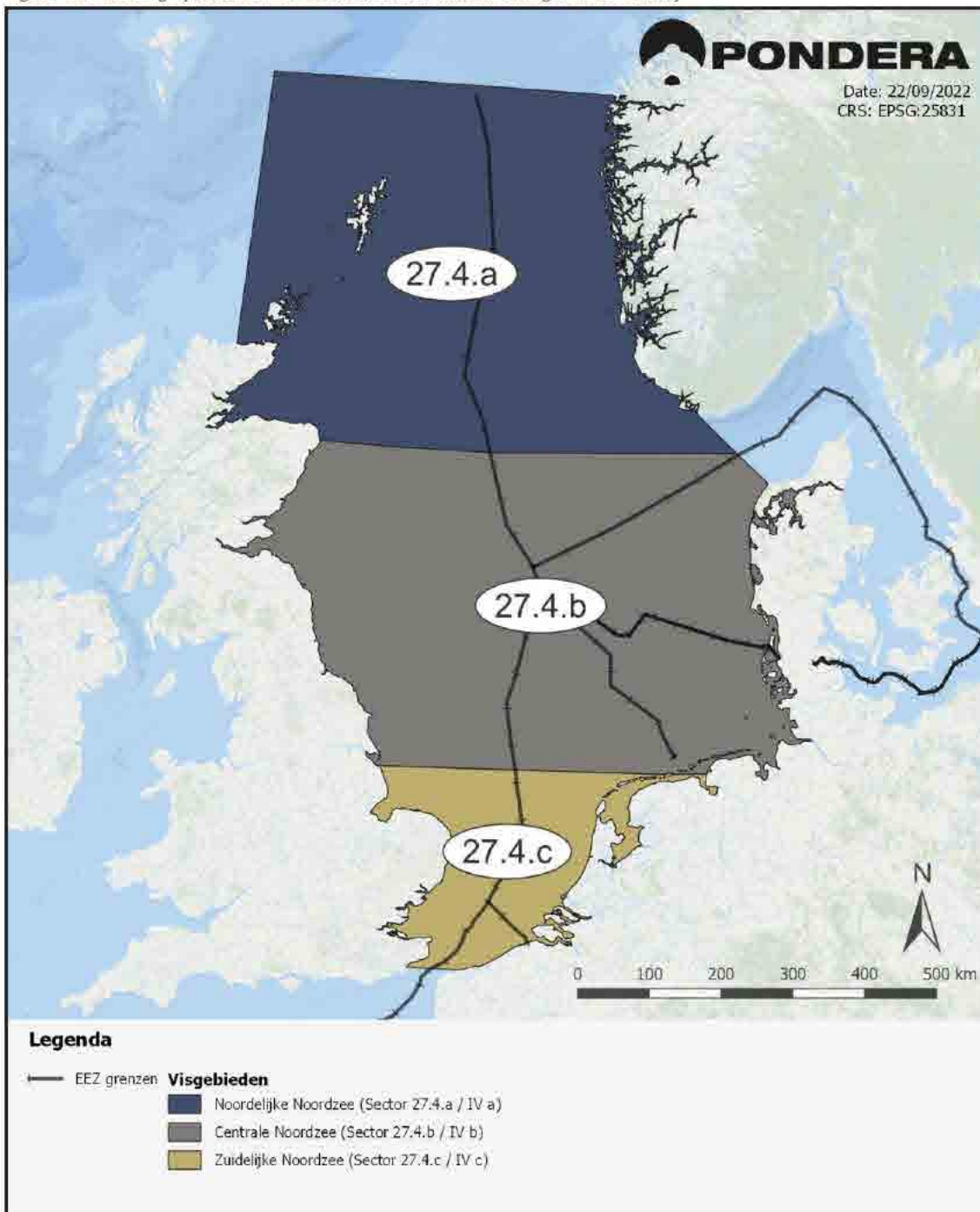
Binnen de grenzen van het NCP zijn veel Nederlandse vissers actief en liggen gebieden die tot de drukst beviste gebieden van de Noordzee behoren. Visserij is in beginsel overal op het NCP toegestaan, behalve binnen de 12-nautische mijlsgrens waar een vergunning nodig is, en daar waar het verboden is door het ruimte gebruik van andere functies. Ook is demersale visserij in bepaalde delen van Natura 2000-gebieden verboden omdat deze de bodem beroert (onder andere op basis van het VIBEG-akkoord⁸²). Als visserij niet te combineren is met andere gebruiksfuncties binnen de beschikbare ruimte, wordt gebiedspecifiek afgewogen welke functies voorrang krijgen. In het MER kijken we naar mogelijke effecten op de Nederlandse visserij.

⁸⁰ Het Nederlandse grondgebied staat niet gelijk aan de EEZ en het NCP. Binnen de EEZ heeft Nederland enkel soevereine rechten, o.a. ten aanzien van exploitatie van natuurlijke hulpbronnen. Zie ook: <https://www.noordzeeloket.nl/beheer/maritieme-zones/>

⁸¹ Handelsbenamingen EU, Bron: https://fish-commercial-names.ec.europa.eu/fish-names/area_nl?code=27 (geraadpleegd juni 2022)

⁸² Rijksoverheid, Nieuwsbericht 13-12-2011: Delen Noordzee verboden voor visserij door akkoord natuurbeweging, vissers en rijksoverheid.

Figuur 10.1 Indeling op basis van EEZ-zones en handelsbenamingen in de visserij



Nederlandse visserij

De Nederlandse visserij vist verspreid over het NCP op demersale (bodemgebonden) en pelagische (niet-bodemgebonden) vis. De demersale visserij vist direct boven de zeebodem naar met name platvissen zoals tong en schol. De vistuigen die hierbij gebruikt worden, maken contact met de zeebodem tijdens het vissen. Daarom wordt demersale visserij ook wel bodemberoerende visserij genoemd. De pelagische visserij (grote zeevisserij) vist in de waterkolom naar schoolvormende vissen zoals haring en makreel,

waarbij geen contact met de zeebodem wordt gemaakt. Hierbij worden grotere schepen dan in de demersale visserij gebruikt. Hierdoor kunnen zij verder en langer uitvaren en is het bereikbare areaal visgronden ook relatief groot ten op zichte van de demersale visserij. Er worden verschillende type visserij schepen en vistuigen gebruikt, afhankelijk van de vissoort waarop gevist wordt en het type schip. In Tabel 10.3 staat een overzicht van de voornaamste vistechieken en doelsoorten van de verschillende Nederlandse visserijsectoren.

Tabel 10.3 Soorten visserij schepen en voornaamste vistuigen en doelsoorten.

Visserijsector	Type schip en vistuig	Doelsoort	Type visserij
Grote zeevisserij (> 50m lengte, noordoostelijk Atlantische Oceaan)	Trawlerschepen met netten (verschillende soorten)	Schoolvormende vissen (o.a. sardine, sardinella, makreel, blauwe wijting, horsmakreel, haring)	Pelagisch
Kottervisserij (15 - 50m lengte, Noordzee)	Kotterschepen met sleepnetten (boomkor, SumWing, twinrig, flyshoot)	Platvissen (o.a. schol, tong, heilbot, tarbot, schar)	Demersaal
Overige kleine zeevisserij	Diverse soorten kleine schepen met hengel, staand want, fuiken en korven, kleine trawls en schelpdiervisserij	Diversen	Diversen
Mosselcultuur	Schepen voor het uitzetten van bodemgebonden kweekinstallaties (bodemcultuur), drijvende kweekinstallaties (hangcultuur), sleepnetten en mosselzaadinvanginstallaties	Mosselkweek, vangst mossel/bodemzaad, mosselbroed (larven)	Passief
Oestervisserij	Schepen voor het uitzetten van bodemgebonden kweekinstallaties (bodemcultuur), drijvende kweekinstallaties (hangcultuur)	Oesterkweek, vangst oesterbroed (larven)	Passief

In Figuur 10.2 is de ontwikkeling van de Nederlandse vlootsamenstelling tussen 2009 en 2020 te zien⁸³. Het aantal actieve schepen is in deze periode gedaald met 11% van 666 naar 605. In de grote zeevisserij is in deze periode het aantal vaartuigen relatief het sterkst afgenomen met 57% van 14 naar 6 in 2020. De overige kleine zeevisserij heeft de meeste schepen zien vertrekken met een afname van 41 schepen tot 232 in 2020.

De kottervisserij groeide de laatste vijf jaren tot 2020, vanwege goede resultaten, naar 293 kotters. De omvang van de mosselvloot nam af met drie schepen en komt uit op 48 schepen in 2020. De oestersector bleef stabiel qua omvang met een aantal van 26 schepen. Meerdere mosselkotters worden ook voor oestervisserij ingezet en vice versa. Dat verklaart grotendeels de toename van 19 naar 26 oesterschepen in eerdere jaren.

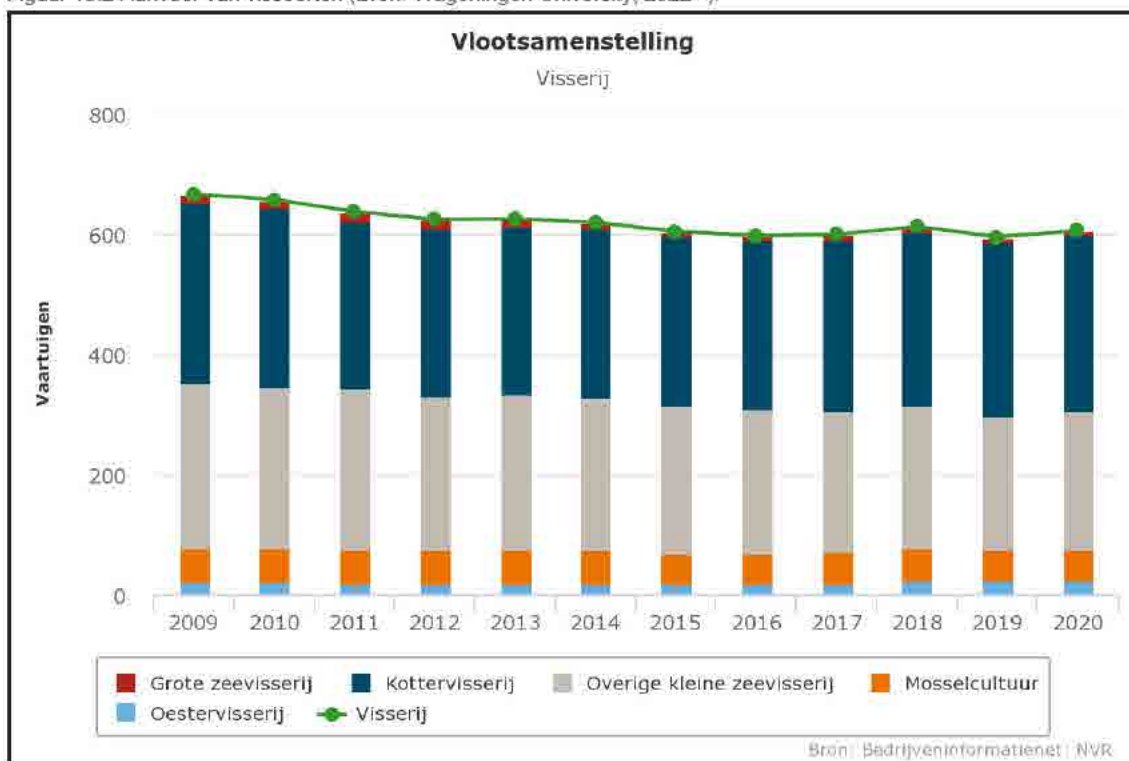
In Figuur 10.3 en Figuur 10.4 is de aanvoer van de Nederlandse visserij in miljoenen kg weergegeven⁸³. De grote zeevisserij (pelagisch), die meerdere weken uit kan varen naar gebieden ver buiten het NCP, is

⁸³ Wageningen University (2022), agrimatie – informatie over de agrosector. <https://agrimatie.nl/PublicatiePage.aspx?subpubID=2526§orID=2860&themaID=2286&indicatorID=2880>, bron geraadpleegd in juni 2022.

in 2020 verantwoordelijk voor 72% van de visaanvoer. De kottervisserij (demersaal) voor 19%. Het overige deel bestaat uit aanvoer vanuit de schelpdiervisserij (mossels en oesters) en overige kleine zeevisserij.

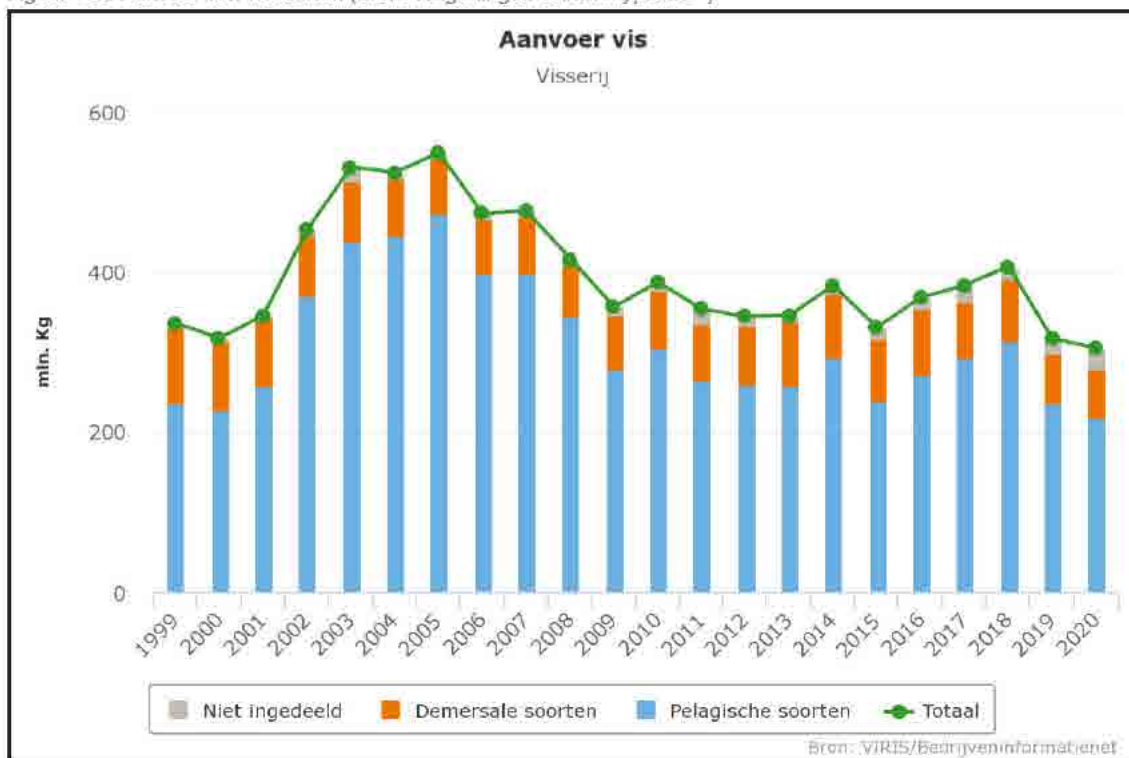
Sinds 2017 nemen de vangstvolumes van bijna alle commerciële doelsoorten in de Noordzee af. Dit komt onder andere door de remmende invloed op innovaties en investeringen als gevolg van onzekerheden rondom de Brexit-deal, het verbod op pulsvisserij, het Noordzeeakkoord en de aanlandplicht. Het verbod op pulsvistuigen⁸⁴ dat sinds juli 2021 van kracht is, kan in de jaren na 2020 grotere veranderingen in de kottervisserij veroorzaakt hebben die nog niet in deze cijfers zijn terug te zien. Ook de recente grote stijging in brandstofprijzen zal naar verwachting effecten hebben op de Nederlandse visserijsector.

Figuur 10.2 Aanvoer van vissoorten (Bron: Wageningen University, 2022⁸³).

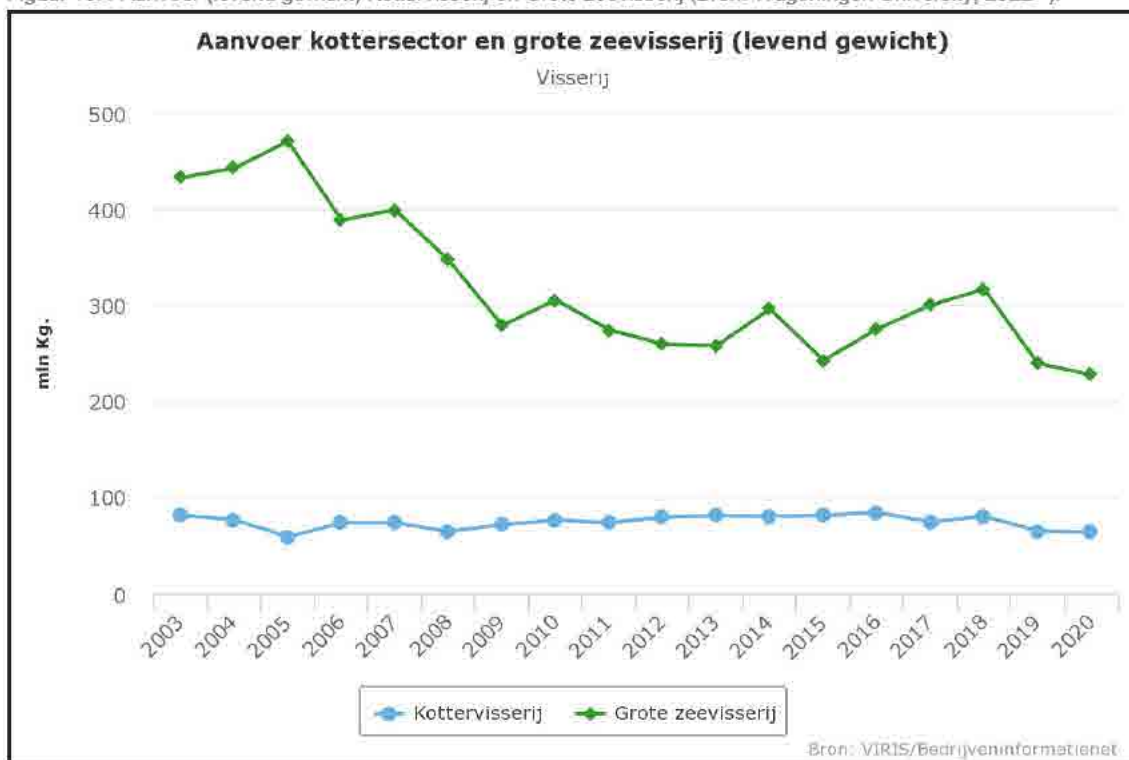


⁸⁴ European Parliament, Conservation of fishery resources and protection of marine ecosystems through technical measures, Strasbourg, 16 April 2019.

Figuur 10.3 Aanvoer van vissoorten (Bron: Wageningen University, 2022⁸³).



Figuur 10.4 Aanvoer (levend gewicht) Kottervisserij en Grote zeevisserij (Bron: Wageningen University, 2022⁸³).



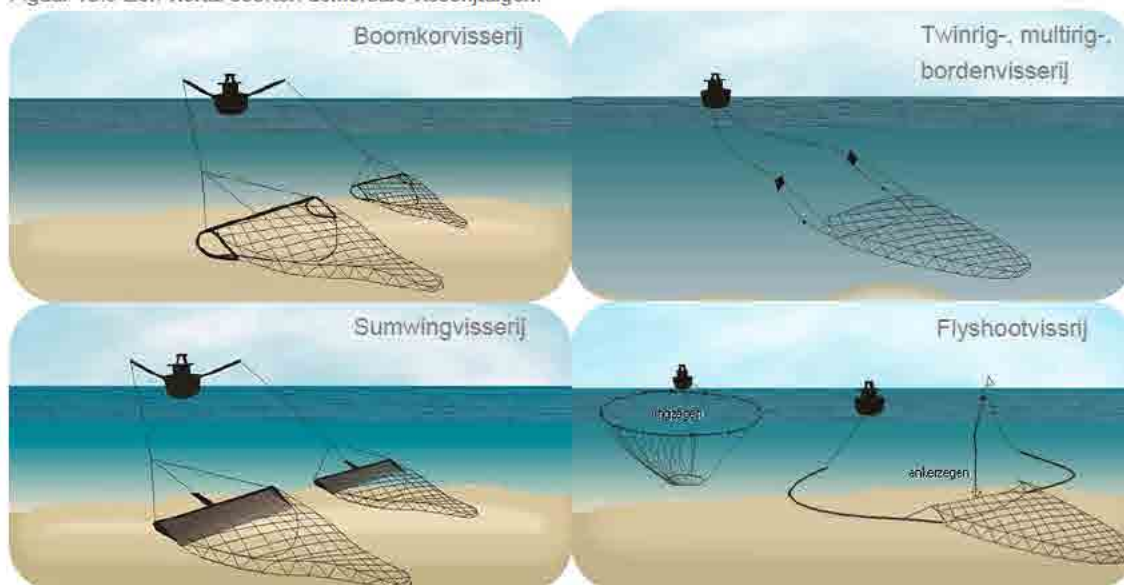
De aanwezigheid van voldoende vis in een bepaald gebied is niet vanzelfsprekend. Deze kan sterk variëren tussen verschillende vissoorten en schommelen als gevolg van seizoenmigratie. Het is daardoor lastig om eenduidig gebieden aan te wijzen die meer of minder waardevol zijn voor de Nederlandse visserijsector. Dit is met name zo voor pelagische visserij, die door een gebiedsafsluiting als het ware minder zoekruimte overhoudt waarbinnen naar grote scholen vis gezocht kan worden. De demersale visserij is daarentegen relatief meer afhankelijk van visbestekken (visgronden). Dit zijn voor vissers bekende gebieden waar doelsoorten vaker, of in grotere aantallen, aanwezig zijn en daarom intensiever bevestigd worden.

Nederlandse demersale visserij

De Nederlandse demersale visserij was in de periode van 2010 tot en met 2020, met een aanvoer van 801 mil. kg, goed voor zo'n 20% van de totale visaanvoer.

Een ruimtelijke analyse van demersale visserijtypen⁸⁵ laat zien dat deze vissers specifieke visbestekken opzoeken en relatief intensief bevissen. Binnen deze visbestekken liggen leefgebieden die binnen de Noordzee relatief zeldzame bentische⁸⁶ habitats vormen en daardoor aantrekkelijk zijn voor demersale vissoorten. Het onderzoek geeft voor het eerst inzicht in de ecologische karakteristieken van verschillende zeelandschappen die doelgericht bevestigd worden in de Noordzee door de demersale visserijsector. De resultaten benadrukken dat de demersale visserijactiviteiten niet gelijkmatig over de Noordzee verdeeld zijn, maar zich concentreren rondom specifieke zeelandschappen. Er blijkt sprake van visserij-hotspots op locaties die vaak gekenmerkt worden door een unieke combinatie van omgevingskenmerken. Deze locaties bieden unieke leefgebieden voor het onderwaterleven. Ze trekken daarmee een rijke vispopulatie aan, wat de ecologische waarde van deze gebieden bovengemiddeld hoog maakt. Een deel van deze 'hotspots' ligt binnen Natura 2000-gebieden.

Figuur 10.5 Een viertal soorten demersale visserijtypen.



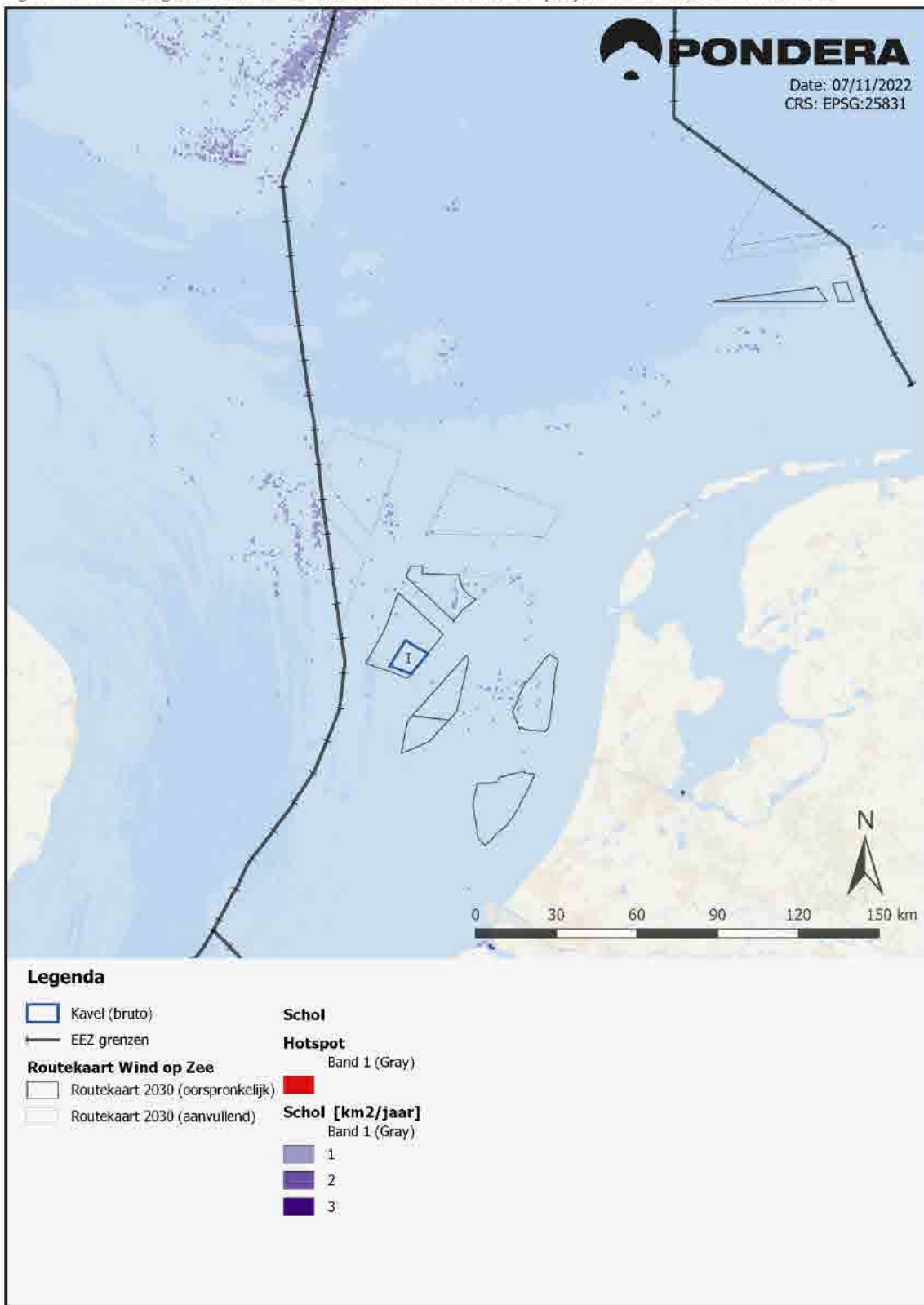
⁸⁵ Van der Reijden, K.J., Hintzen, N.T., Govers, L.L., Rijnsdorp, A.D., Olf, H. (2018) North Sea demersal fisheries prefer specific benthic habitats. PLoS ONE 13(12): e0208338. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208338>. <https://www.wur.nl/nl/nieuws/Noordzeevissers-tonen-voorkeur-voor-zeldzame-habitats.htm>

⁸⁶ Van 'benthos': een verzamelnaam voor alle organismen die op of rondom de bodem van wateren leven.

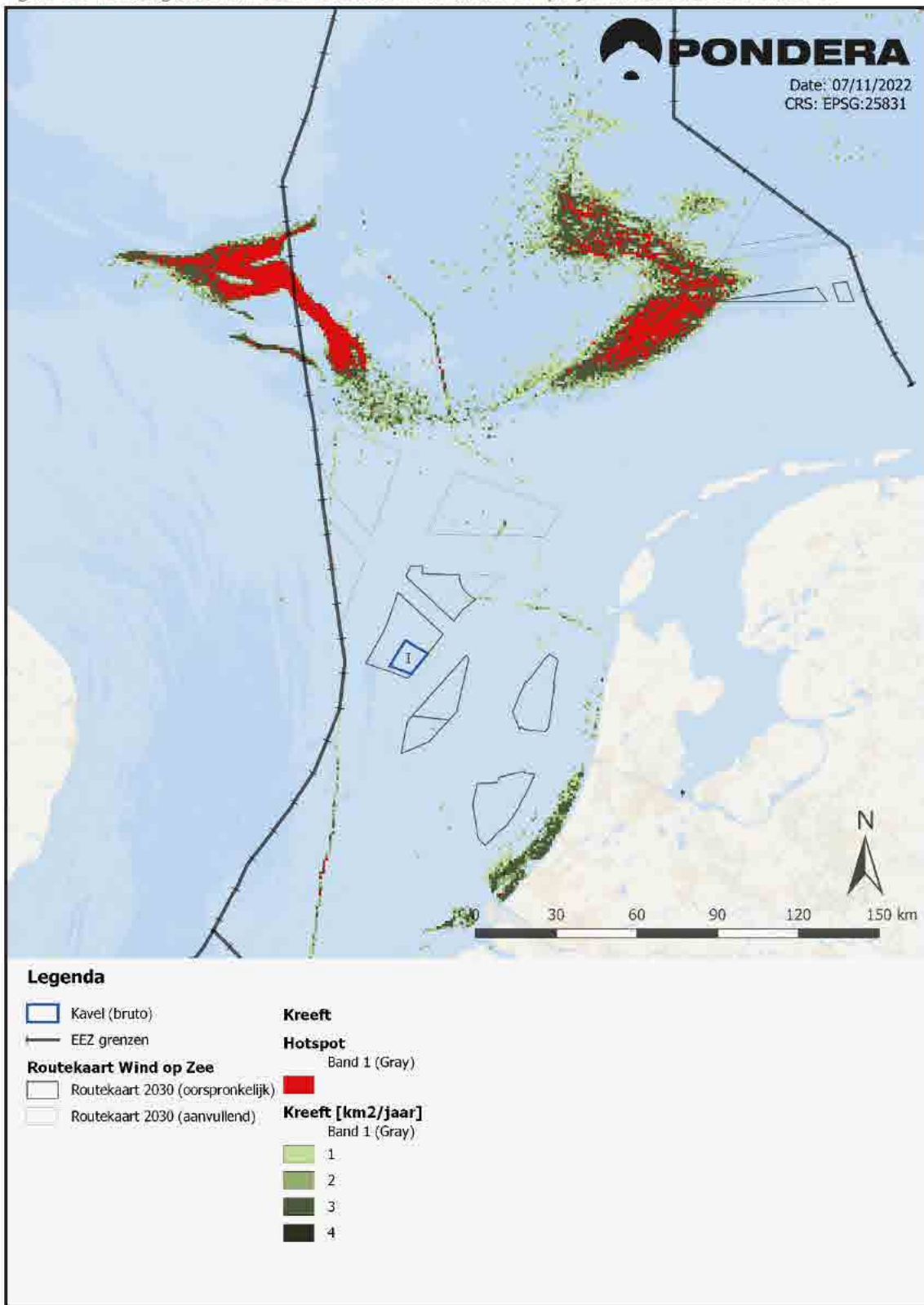
Met behulp van satelliet-positiegegevens van Nederlandse demersale vissersschepen is gekeken naar de verdeling van demersale visintensiteit over de Noordzee. Figuur 10.6, Figuur 10.7, Figuur 10.8 en Figuur 10.9 laten het gemiddeld aantal beviste km² zeeoppervlak per jaar zien tussen 2008 en 2015 voor de soorten schol, kreeft en tong en voor overige demersale visactiviteiten. De analyse laat duidelijke hotspots zien: plekken die elk jaar intensief bevist worden. Een deel van deze hotspots ligt in de Nederlandse EEZ, maar ze komen ook voor in de EEZ's van het Verenigd Koninkrijk, België, Duitsland en Denemarken.

De scholvisserij vist verspreid op zee en voornamelijk buiten het NCP, in het noordelijke deel van de Noordzee (Figuur 10.6). Er lijkt een voorkeur te zijn voor de toppen van zandgolven, die op de flanken van bijvoorbeeld de Doggersbank liggen. Noorse kreeften worden actief bevist in de modderigste gebieden van de Noordzee. Binnen het NCP, maar ver noordelijk van de kavels, ligt een gebied met een hoge kreeftvisactiviteit en een groot aantal hotspots (Figuur 10.7). Kreeftvisserij vindt verder voornamelijk plaats in de noordelijke (diepere) delen van de Noordzee, maar in mindere mate ook langs de Nederlandse kust. Tongvissers zijn actief in de gehele zuidelijke Noordzee en op een groot deel van het NCP, vooral in de diepere troggen tussen de grote zandbanken (Figuur 10.8). De meeste tongvisactiviteit en een groot aantal hotspots zijn verspreid over het zuidwesten van het NCP, tussen de Nederlandse en Engelse kust, en de hele zuidelijke Noordzee. Binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver liggen gebieden met hotspots die intensief bevist worden door tongvissers. De overige demersale visactiviteiten (bijvoorbeeld op garnalen) concentreert zich vooral in gebieden langs de Nederlandse kust en in enkele gebieden verder op zee (Figuur 10.9). Binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt een gebied dat intensief bevist wordt door deze vissers. Deze specifieke voorkeuren zijn gekoppeld aan het voorkomen van de doelsoorten op deze locaties.

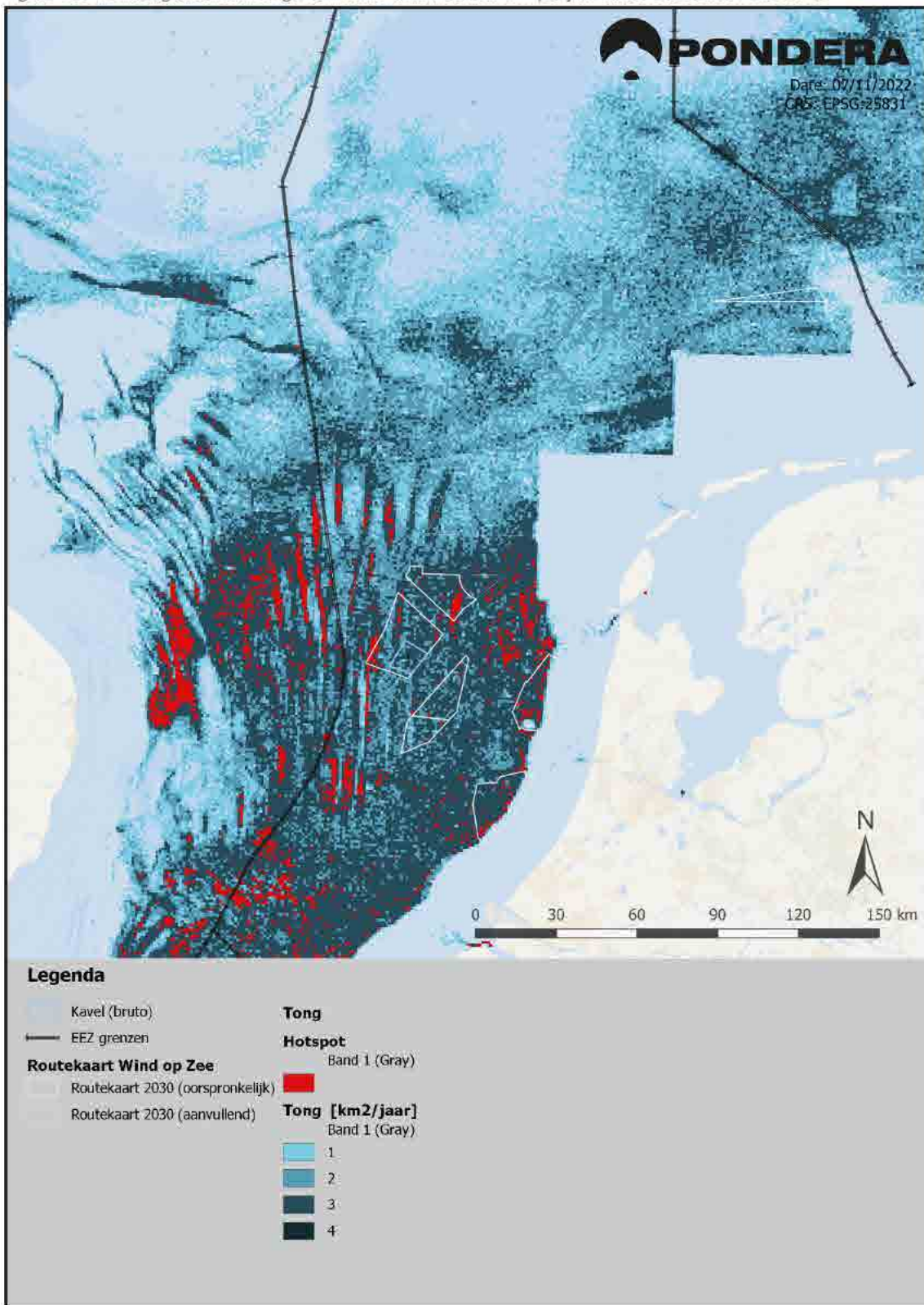
Figuur 10.6 Bevissingsintensiteit schol. Gemiddeld aantal beviste km² per jaar tussen 2008 tot en met 2015 ⁸⁵



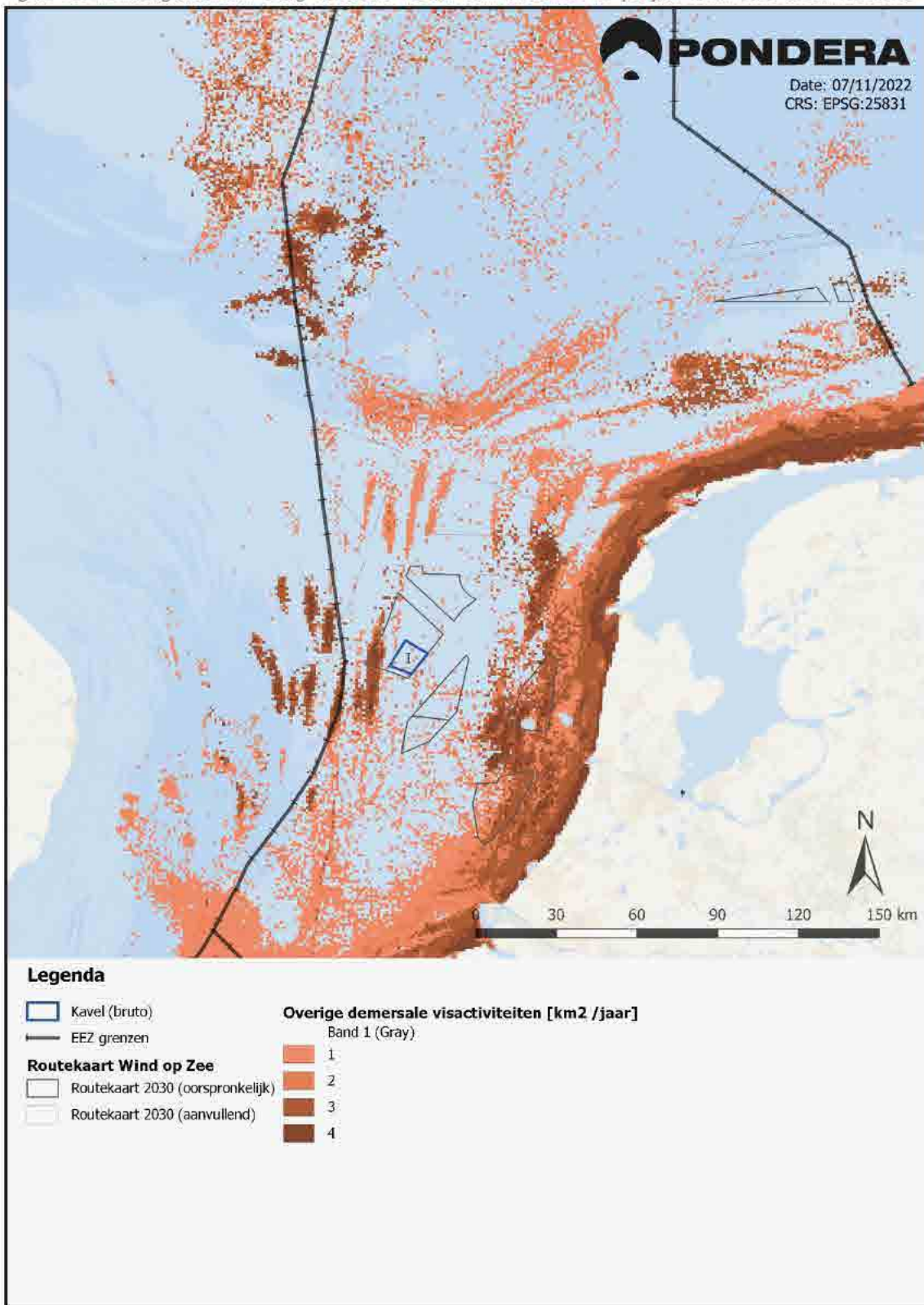
Figuur 10.7 Bevissingsintensiteit kreeft. Gemiddeld aantal beviste km² per jaar tussen 2008 tot en met 2015.⁸⁵



Figuur 10.8 Bevissingsintensiteit tong. Gemiddeld aantal beviste km² per jaar tussen 2008 tot en met 2015.⁹⁵



Figuur 10.9 Bevissingsintensiteit overig demersale vis. Gem. aantal beviste km² per jaar tussen 2008 tot en met 2015 ⁸⁵



Autonome ontwikkeling

Voor de Nederlandse visserij zijn autonome ontwikkelingen relevant. Het kan daarbij gaan om verdere gebiedssluitingen, of ontwikkelingen die op een andere manier beperkingen vormen. Verdere gebiedssluitingen zijn voorzien met de komst van toekomstige windparken op de Noordzee, waarvoor binnen het NCP momenteel meerdere gebieden zijn aangewezen. Daarnaast is er mogelijk sprake van extra gebiedssluitingen voor bodemberoerende visserij op basis van Natura 2000 en de Kaderrichtlijn Mariene strategie en een mogelijke sluiting van de Britse EEZ in 2025 als gevolg van de Brexit-deal. Een andere beperking die voortkomt uit de Brexit-deal, is de voorwaarde dat Europese vissers een deel van de vangst uit de Britse EEZ af moeten staan.

Omdat de negatieve gevolgen van de Brexit voor de visserijsector groot kunnen zijn, wordt er gewerkt aan drie subsidieregelingen die vanuit de Europese Unie met het Brexit Adjustment Reserve (BAR) gefinancierd worden^{87,88}. Vanuit de BAR wordt een bedrag van €200 mln. beschikbaar gesteld voor de visserijsector. Circa driekwart hiervan wordt besteed aan het saneren van vissersvaartuigen voor vissers die stoppen (SVV). Het overige deel is beschikbaar als steun voor inkomensverlies dat geleden is in het eerste kwartaal van 2021 (SIV) en voor het mogelijk gedwongen stilliggen als gevolg van de Brexit in de jaren 2021, 2022, en 2023 (VSB).

Momenteel ondervindt de visserijsector ook gevolgen van de in 2022 sterk gestegen brandstofprijzen. Brandstof is voor een kottervisser de grootste kostenpost en een stijging heeft direct effect op de winsten. Sommige kottervissers zijn hierdoor gedwongen periodes aan wal te blijven⁸⁹. De sector kwam zelf met een tijdelijke tegemoetkoming⁹⁰. Tussen 17 maart en 2 mei 2022 kregen kottervissers een brandstoftoeslag. Deze bedroeg 75 cent per kilo tong, tarbot en griet, en 20 cent per kilo voor de overige, goedkopere vissoorten.

Deze ontwikkelingen vinden plaats binnen een transitie naar een duurzame energie- en voedselvoorziening en het verder versterken van mariene ecosystemen. Deze ontwikkelingen, maar ook de aanlandplicht die sinds enkele jaren van kracht is, oefenen druk uit op de visserijsector. Die zet op zijn beurt aan tot een transitie naar een toekomstbestendige, duurzame visserijsector. Deze transitie is belangrijk voor het voortbestaan van de sector. In de Nationale Omgevingsvisie 2020⁹¹ en het Programma Noordzee wordt visserij gezien als een activiteit van nationaal belang.

Er is ruimte voor innovatie in vangsttechnieken die de bodem minder beroeren en onbedoelde bijvangst verminderen. Lichtere vistuigen leiden tot forse besparingen op het brandstofverbruik. Ook met de trawlvisserij (twinrig, quadrig en outrig) en de ankerzegenvisserij zijn voordelen te behalen ten opzichte van de reguliere kottervisserij. Die maakt vooral gebruik van de traditionele boomkor met wekkerkettingen.

⁸⁷ Adriaansens, M. 11 februari 2022, Kamerbrief: Publicatie verordening Brexit Adjustment Reserve en nationale Invulling, Minister van Economische Zaken en Klimaat, <https://www.rjksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2022/02/11/kamerbrief-over-publicatie-verordening-brexit-adjustment-reserve-en-nationale-invulling>, geraadpleegd in juni 2022

⁸⁸ Vissersbond, Ontwikkelingen sanering vanuit BAR, <https://www.vissersbond.nl/ontwikkelingen-sanering-vanuit-bar/>, geraadpleegd in juni 2022

⁸⁹ Vissersbond, Brandstofprijscrisis kottervisserij, <https://www.vissersbond.nl/brandstofprijscrisis-kottervisserij/>, bron geraadpleegd in juni 2022

⁹⁰ Omroep Flevoland, Brandstoftoeslag moet kottervissers weer laten uitvaren. <https://www.omroepflevoland.nl/nieuws/277623/brandstoftoeslag-moet-kottervissers-weer-laten-uitvaren>, bron geraadpleegd in juni 2022

⁹¹ Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, Nationale Omgevingsvisie, 2020.

Binnen toekomstige windparken wordt voortaan ook de mogelijkheid tot passieve visserij en maricultuur onderzocht.

10.4.2 Effectbeschrijving

Kader 10.1 Invloed huidige economische ontwikkelingen op effecten⁶²

Invloed huidige economische ontwikkelingen op effecten

Op het moment van schrijven heeft de (koster)visserij te maken met een grote toename van de brandstofprijzen. De financiële bevindingen in de hieronder beschreven resultaten zijn daarom niet geheel representatief voor de huidige, uitzonderlijke situatie.

Waarde van windenergiegebieden voor de Nederlandse demersale visserij

In 2019 is de economische waarde van de windenergiegebieden onderzocht die zijn opgenomen in de oorspronkelijke routekaart 2030, voor de Nederlandse demersale visserijsector in de periode van 2010 tot 2017⁶³. De gebieden dragen gemiddeld € 1,52 mln. per jaar bij aan de bruto toegevoegde waarde (nettoresultaat plus afschrijvingen, rente, lonen en sociale lasten) van de Nederlandse kottervisserij. Dat is 1,36% aan de Nederlandse kostersector in zijn geheel en 2,65% aan de Nederlandse kostersector op het NCP. Deze bijdrage varieerde sterk in de onderzochte periode; van € 1,0 tot € 2,5 mln. per jaar. Dit geeft een indicatie van de onzekerheid van de waarde van deze gebieden voor de demersale visserij. De toegevoegde waarde van het in 2018 oorspronkelijk aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver bedroeg gemiddeld € 0,35 mln.

Tabel 10.4 geeft de in het onderzoek verkregen karakteristieken voor verschillende windenergiegebieden weer. De aanduiding kW-dag is een indicatie voor de intensiteit van de visactiviteiten op basis van de hoeveelheid motorvermogen (in kW) aanwezig per locatie per dag.

Tabel 10.4 Karakteristieken van de visserijactiviteiten over de periode 2010 – 2017 binnen de windenergiegebieden van de routekaart 2030 uit 2018.

Kenmerk	Borssele	HKN	HKZ	IJV	HKW	TNW
Aanlanding in kg. per kW-dag	1,67	1,87	1,88	1,99	1,64	1,69
Opbrengst in € per kW-dag	7,86	7,47	7,59	6,89	6,02	6,57
Opbrengst in € per kg	4,72	4	4,03	3,46	3,67	3,9
Bruto toegevoegde waarde in mln. euro	0,41	0,3	0,22	0,35	0,22	0,03
Bruto toegevoegde waarde per kW-dag	3,19	3,11	3,18	2,71	2,31	2,51
Bruto toegevoegde waarde per kg.	1,91	1,67	1,69	1,36	1,41	1,49
Gemiddelde inspanning in kW-dagen per km ²	954	351	442	315	267	88
Gemiddelde aangelande kg.'s per km ² (vangst)	1.590	656	831	628	438	149

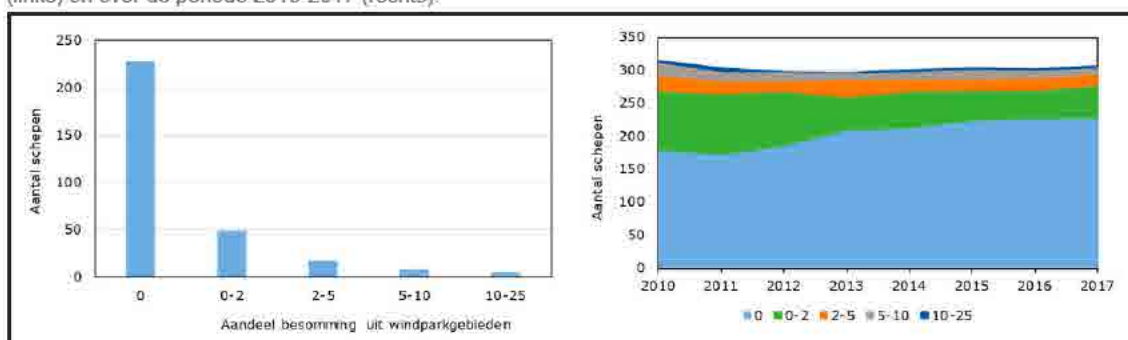
⁶² Bron: <https://www.wur.nl/nl/nieuws-wur/Show/Oorlog-in-Oekraïne-Vooral-visserij-op-grote-boomkor-en-twinningsschepen-leiden-verlies-door-hoge-brandstofprijzen.htm>. Geraadpleegd september 2022.

⁶³ Wageningen Economic Research, 2019 Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. Mol, Arie; Oostenbrugge, Hans van; Röckmann, Christine; Hintzen, Niels

Kenmerk	Borssele	HKN	HKZ	IJV	HKW	TNW
Gemiddelde opbrengst in € per km ²	7.506	2.626	3.351	2.172	1.609	581
Gemiddelde bruto toegevoegde waarde per km ²	3.042	1.094	1.406	853	617	222

De algemene afhankelijkheid van de aangewezen windenergiegebieden voor de opbrengst (besomming⁹⁴) van individuele schepen is laag (Figuur 10.10). Van de schepen is 95% voor hooguit 5% van zijn opbrengst afhankelijk van deze windenergiegebieden. Voor 3% van de schepen is dat tussen de 5 - 10%, en voor 2% van de schepen is dat tussen de 10 - 25%.

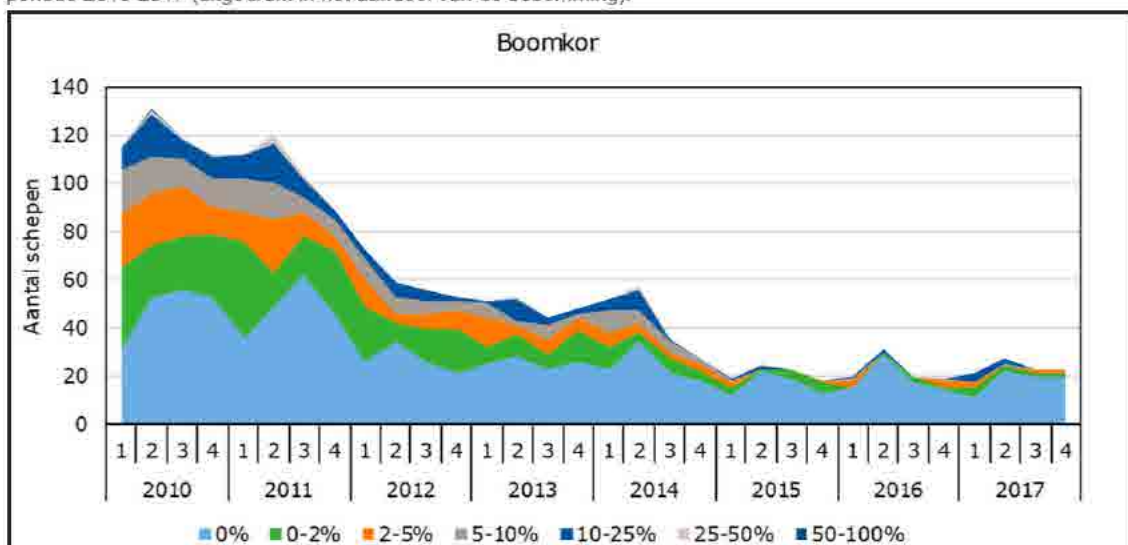
Figuur 10.10 Aantal schepen naar afhankelijkheid voor de visserij in de onderzochte windenergiegebieden in 2017 (links) en over de periode 2010-2017 (rechts).



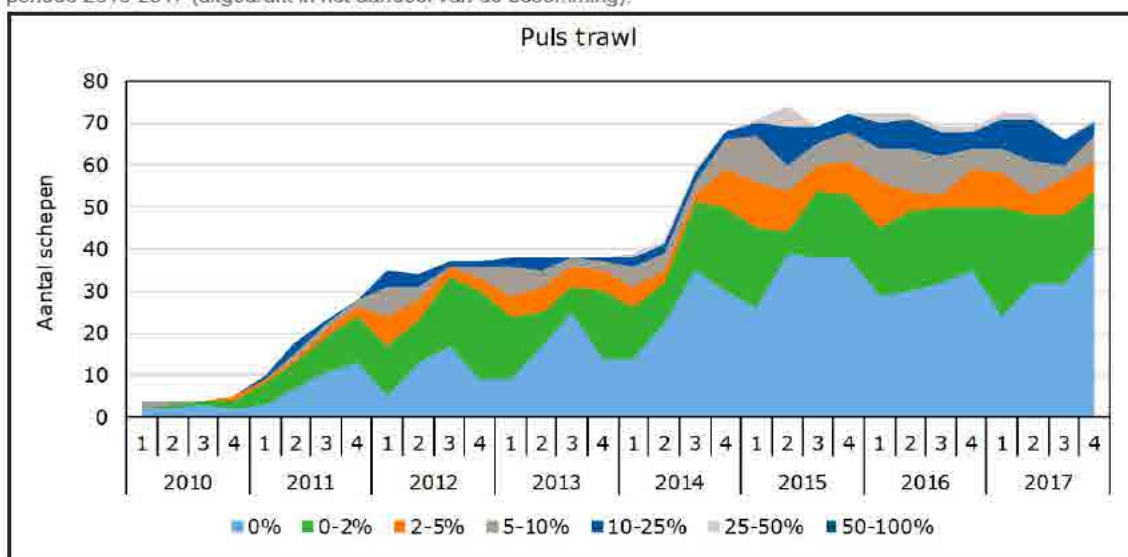
Deze afhankelijkheid verschilt per type visserij. Vooral binnen de boomkorvisserij en puls trawl zijn individuele schepen voor hun opbrengst afhankelijk van de windenergiegebieden (Figuur 10.11, Figuur 10.12 en Figuur 10.13). Voor de flyshoottuigen (schotse zegen of snurrevaadvisserij) is dat alleen in de zomermaanden het geval.

⁹⁴ Onder besomming wordt van oudsher verstaan de opbrengst van een visreis of die van het totaal der opbrengsten van een visseizoen of teelt.

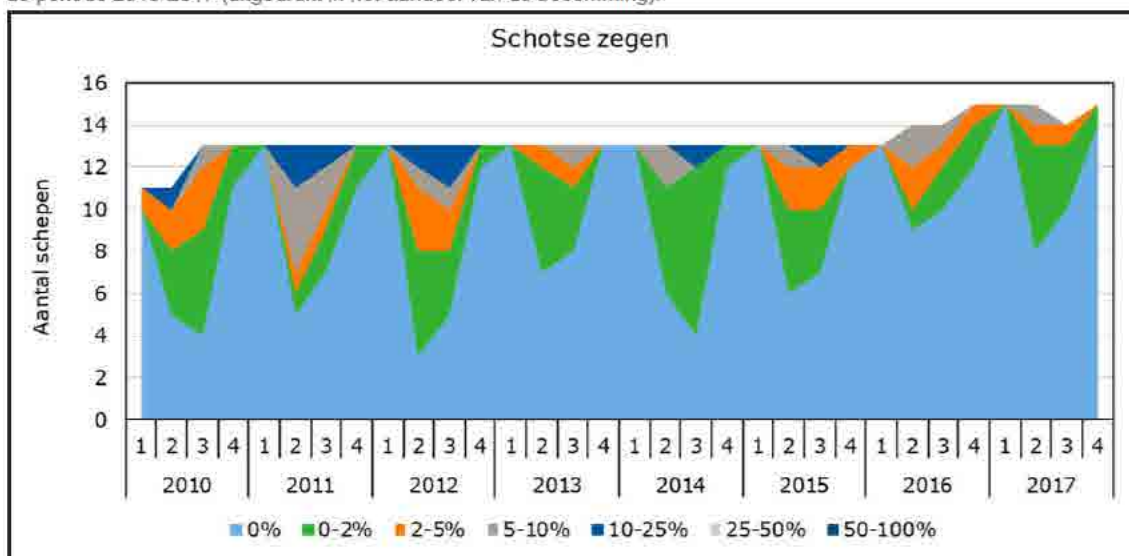
Figuur 10.11 Afhankelijkheid van de onderzochte windenergiegebieden van schepen die vissen met de boomkor in de periode 2010-2017 (uitgedrukt in het aandeel van de besomming).



Figuur 10.12 Afhankelijkheid van de onderzochte windenergiegebieden van schepen die vissen met de pulskor in de periode 2010-2017 (uitgedrukt in het aandeel van de besomming).

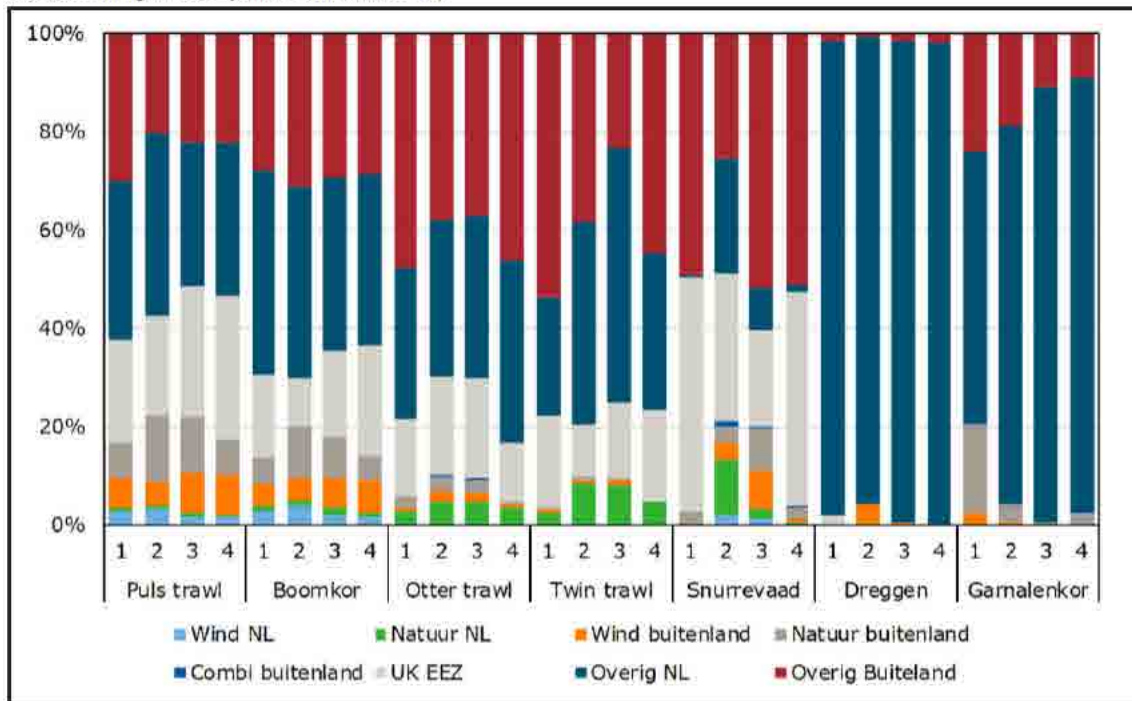


Figuur 10.13 Afhankelijkheid van de onderzochte windenergiegebieden van schepen die vissen met de flyshoottuig in de periode 2010-2017 (uitgedrukt in het aandeel van de besomming).



In het overzicht in Figuur 10.14 is de afhankelijkheid als percentage van de opbrengst van de Nederlandse demersale visserij per kwartaal voor verschillende type gebieden in het Nederlandse en buitenlandse deel van de Noordzee weergegeven. Het aandeel van de Nederlandse windenergiegebieden (in de tabel aangeduid als 'Wind NL') vormt slechts een klein aandeel in de afhankelijkheid van de demersale visserij.

Figuur 10.14 Afhankelijkheid van de opbrengst van de Nederlandse demersale visserij in de 4 kwartalen van verschillende typen gebieden in het Nederlandse en buitenlandse deel van de Noordzee (op basis van het aandeel in de besomming over de periode 2010 tot 2017).



Gezien de beperkte omvang van het areaal aan windparken op het NCP kan er verwacht worden dat er voor de meeste vissers voldoende alternatieven zijn om eenzelfde hoeveelheid vis buiten de windenergiegebieden te kunnen vangen.

De waarde van kavel I in windenergiegebied IJmuiden Ver voor de Nederlandse demersale visserij is ingeschat en weergegeven in Tabel 10.5. Deze is verkregen door de data in Tabel 10.4 te vermenigvuldigen met de kaveloppervlakte.

Tabel 10.5 Schatting van de waarde van Kavel I voor de Nederlandse demersale visserij in de periode 2010 – 2017.

Kavel	I (bruto ruimte)
Oppervlakte	93,08 km ²
Gemiddelde inspanning per jaar	29.320 kW-dagen
Gemiddelde aangelande kg.'s per jaar (vangst)	58.454 kg
Gemiddelde opbrengst per jaar	€ 202.169
Gemiddelde bruto toegevoegde waarde per jaar	€ 79.397

Zowel pelagische als demersale visserij is niet toegestaan binnen windenergiegebieden. De effecten op de demersale visserij zijn op een hoger detailniveau beschreven dan die op de pelagische visserij, omdat demersale visserij naar verwachting meer effecten ondervindt. Demersale visserij schepen kunnen minder ver en lang uitvaren op zee en hebben daardoor een kleiner areaal aan beschikbare visgronden dan pelagische visserij schepen.

Effecten van omvaren

In mei 2019 zijn de kansen, risico's en kosten voor de demersale visserij onderzocht, wanneer die niet is toegestaan binnen windenergiegebieden van de oorspronkelijke routekaart 2030⁹⁵. Door deze gebiedssluitingen moeten vissers verder (om)varen om hun vangsten gelijk te houden. De kosten hiervan worden geschat op € 0,4 mln. tot € 1,7 mln., waarbij 160 van de 289 schepen zullen moeten omvaren. Dit komt neer op 1,4 – 5,8% van de nettowinst van de 160 omvarende schepen. De kosten van omvaren zijn hierbij gebaseerd op de situatie, waarin de nettowinst van € 54 mln. voor de hele sector evenredig is verdeeld over alle schepen.

Hierbij is het uitgangspunt gehanteerd dat visserijactiviteiten door visquota beperkt zijn en vissers zullen omvaren om hun visquota volledig te behalen. Ze zullen daardoor meer tijd en kosten maken voor het behalen van dezelfde omzet. Visquota worden de laatste jaren niet altijd gehaald en in de Brexit-deal is afgesproken dat Europese landen een deel van hun quota aan Engeland moeten afstaan. Ook is er aangenomen dat er geen doorvaartpassages worden aangebracht binnen windparken.

Effectbeoordeling

Effecten tijdens de exploitatie

De totale oppervlakte van kavel I bedraagt 93,08 km². Dit betekent dat, gelet op het huidige beleid en gezien de grootte van het NCP (57.000 km²), circa 0,16% van het NCP (aanvullend) onbereikbaar wordt voor de visserij. Het totale bevisbare oppervlak op het NCP is echter wel kleiner dan 57.000 km², aangezien niet alle ruimte beschikbaar is door andere gebiedssluitingen. Zie ook paragraaf 10.17 over de cumulatieve effecten.

Recente vangstgegevens laten een beperkte omvang aan demersale visvangst zien. Daarbij is gebleken dat demersale visserij, in tegenstelling tot de pelagische visserij, vist in gebiedsafhankelijke visbestekken. Het is daarom aannemelijk dat niet elk type visserij dezelfde effecten zal ondervinden als gevolg van deze gebiedssluiting. Binnen kavel I liggen voor de demersale visserij geen hotspots.

Kijkend naar de locatieafhankelijkheid van individuele schepen die momenteel vissen binnen windenergiegebied IJmuiden Ver, kan het windpark in individuele gevallen een grotere beperking veroorzaken voor bepaalde type visserij schepen. Dit is te verwachten voor boomkorschepen en in mindere mate voor schepen uitgerust met flyshoottuigen

Het verlies aan visgronden zal een geringe toename van de visserijdruk op de resterende visgronden veroorzaken. Hierdoor zal de vangstefficiëntie van een schip mogelijk kleiner worden. Hoewel het effect lastig te kwantificeren is, zal het naar verwachting gering zijn. Het windpark zal er ook toe leiden dat vissersschepen meer moeten (om)varen. De toename van de vaartijd van vissersschepen is moeilijk in te schatten, omdat de visserijsector niet altijd van vaste vaarroutes gebruik maakt.

De effecten van het windpark op de visserij worden voor kavel I licht negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar, bij ongewijzigd beleid, geen invloed op. Daarbij moet opgemerkt worden dat de effecten op de demersale visserij een grotere onzekerheid kennen door een hogere gebiedsafhankelijkheid in vergelijking met de pelagische visserij.

⁹⁵ Ecorys, Kansen, risico's en kosten voor de visserij bij toestaan sleepnetvisserij in windenergiegebieden Eindrapportage, Rotterdam, 30 juli 2019.

Effecten tijdens de aanleg, verwijdering en onderhoud

De aanleg, het onderhoud en de verwijdering van het windpark hebben bij ongewijzigd beleid geen andere gevolgen voor de visserij dan tijdens de exploitatie, omdat deze activiteiten zich binnen hetzelfde gebied afspelen. De tijdelijke toename van scheepvaartbewegingen tijdens aanleg, onderhoud en verwijdering zijn ten opzichte van de normale scheepvaart zeer klein; de visserij wordt hierdoor niet extra belemmerd. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

10.5 Mijnbouw

Mijnbouw vindt verspreid over het NCP plaats, op locaties waar olie- en gas in de zeebodem worden opgespoord of gewonnen. Bij het opsporen van olie en gas worden seismische onderzoeken uitgevoerd om de kansrijke locaties te bepalen waar boorputten geslagen kunnen worden. Van daaruit wordt er met gestuurde boringen gezocht naar olie- of gasvelden. Om deze vervolgens te winnen, wordt er vanaf de boorput een pijpleiding aangelegd naar een mijnbouwplatform met daarop de juiste faciliteiten. Opsporings- en winningsvergunningen bepalen door wie deze activiteiten uitgevoerd mogen worden en binnen welke gebieden op het NCP dat mag.

Een windpark vormt een fysiek obstakel en beperkt de ruimte die voor deze mijnbouwactiviteiten nodig is. Er gelden rondom verschillende mijnbouwfaciliteiten zones waarbinnen geen windturbines geplaatst mogen worden. Bij de (netto)verkaveling is hier reeds rekening mee gehouden, waardoor de effecten in beginsel al beperkt worden. De effecten op pijpleidingen worden in paragraaf 10.10 onderzocht.

10.5.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Figuur 10.15 laat de ligging van de kavel ten opzichte van deze mijnbouwactiviteiten zien. Binnen het hele windenergiegebied IJmuiden Ver, en daarmee ook kavel I, zijn geen opsporings- of winningsvergunningen uitgegeven. Circa 5 kilometer te oosten van kavel I ligt een gebied (P06a) waarvoor een winningsvergunning is toegewezen. Binnen de kavel liggen wel verschillende verlaten boorputten als gevolg van boringen in het verleden, maar er liggen geen mijnbouwplatforms en -werken of olie- en gasvelden. Direct ten oosten van de kavel ligt een onontwikkeld gasveld (P06-Northwest).

10.5.2 Effectbeschrijving

De kavel vormt geen beperking voor houders van opsporings- of winningsvergunningen of exploitatie van olie- of gasvelden, omdat deze op voldoende afstand buiten de kavel liggen. Wel liggen er op vier locaties verschillende verlaten boorputten waar rekening mee gehouden dient te worden bij de aanleg. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

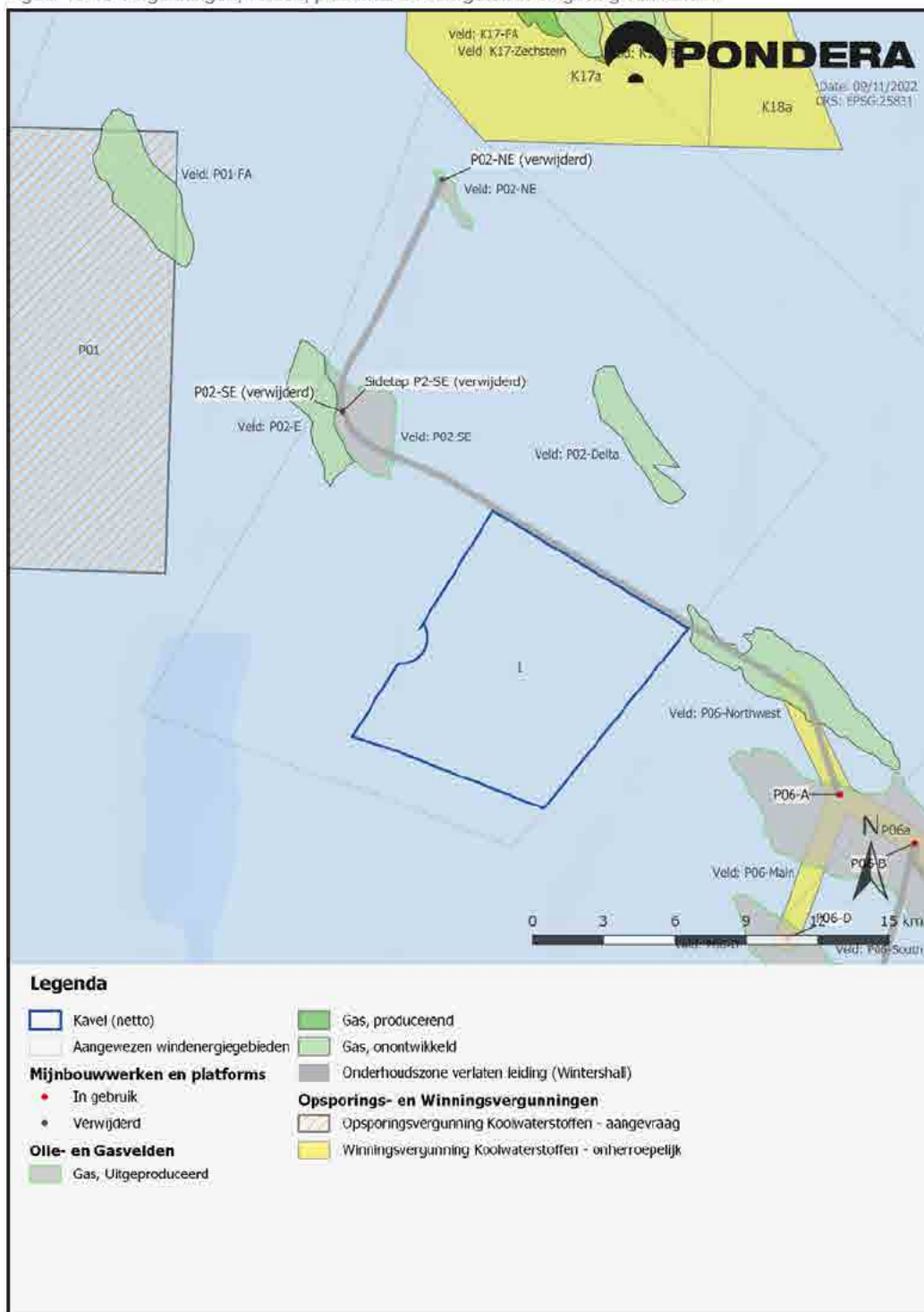
In de toekomst is mogelijk ook sprake van CO₂-opslag in gasvelden binnen windenergiegebied IJmuiden Ver of in de omgeving daarvan. Op dit moment zijn deze ontwikkelingen niet concreet genoeg om deze in de effectbeoordeling mee te nemen. Als er specifieke ontwikkelingen komen zullen die in een eigen m.e.r. procedure moeten onderzoeken of CCS veilig is te combineren met de bouw van windparken op zee.

Effecten tijdens de aanleg, verwijdering en onderhoud

De aanleg, het onderhoud en de verwijdering van het windpark hebben bij ongewijzigd beleid geen andere gevolgen dan tijdens de exploitatie, omdat deze activiteiten zich binnen hetzelfde gebied afspelen. De

tijdelijke toename van scheepvaartbewegingen die hierbij plaatsvindt is ten opzichte van de normale scheepvaart zeer klein en vormt geen extra belemmering. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Figuur 10.15 Vergunningen, velden, platforms en boorgaten in omgeving van kavel I



Brondata: NLOG, update juni 2022 en navraag bij Wintershall t.a.v. Sidelap P2-SE

10.6 Luchtvaart

Het luchtruim boven het NCP wordt door de luchtvaart gebruikt voor vliegtuig- en helikoptervluchten. Het gaat dan vooral om burgerluchtvaart van en naar luchthavens, zoals Schiphol of Rotterdam Airport. Daarnaast is er, met name vanuit Den Helder, sprake van helikopterkeer van en naar offshore platforms, of reddingsoperaties van de kustwacht. Ook zijn er speciale gebieden aangewezen waar oefeningen voor militaire luchtvaartactiviteiten mogen plaatsvinden. Voor al deze activiteiten vormt een windpark een potentieel fysiek obstakel dat de minimale vlieghoogte kan beperken. Omdat er slechts zeer beperkt recreatief luchtvaartverkeer boven het NCP plaatsvindt, worden de effecten van het windpark daarop niet onderzocht.

10.6.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Het luchtruim is verdeeld in verschillende soorten luchtruime, die ook wel airspace worden genoemd. Elke soort luchtruim heeft zijn eigen klasse, waarbij verschillende regels en beperkingen gelden die verkeersleiders en piloten moeten navolgen.

Binnen het hele Nederlandse luchtruim zorgen luchtverkeersleiders voor een vlotte, ordelijke en veilige luchtverkeersstroom. Ze gebruiken daarvoor Alerting services (ALRS) en Flight Information Services (FIS). Het luchtruim boven het Nederlands grondgebied en een groot deel van de Noordzee valt binnen de Amsterdam Flight Information Region (FIR). Hierin bestaan verschillende klassen luchtruim, genaamd A tot en met G. Binnen een luchtruim van klasse A gelden de strengste regels en binnen G de minst strenge.

Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt binnen het luchtruim Amsterdam CTA West van klasse A. Hierbinnen heeft de vlieghoogte van IFR-verkeer (Instrumentvliegvoorschriften) een onderlimiet van 1.675 meter (FL055, 5.500 voet) en een bovenlimiet van 5.950 meter (FL195, 19.500 voet)⁹⁶. Omdat het een klasse A luchtruim is, zorgt de betreffende verkeersleiding, het Amsterdam Area Control Center, ervoor dat het aan de volgende kenmerken voldoet:

- controlled: een verkeersleider is verantwoordelijk voor het verkeer in dit luchtruim;
- separatie: er wordt door de verkeersleiding separatie tussen alle vliegtuigen toegepast;
- radiocontact en ATC-clearance is verplicht (indien controller online is);
- Visual Flight Rules (VFR, vluchten op zicht) zijn in principe niet toegestaan binnen dit luchtruim.

VFR-verkeer mag, onder dit luchtruim, lager vliegen dan het IFR-verkeer, maar dient gebruik te maken van de beschikbare kruisniveaus in het betreffende luchtruim. Deze hebben elk een separatie van 1.000 voet. Wanneer het laagste kruisniveau niet beschikbaar is, bijvoorbeeld door risicovolle weersomstandigheden (ijsvorming), of de aanwezigheid van obstakels binnen de separatiezone (windturbines), moet op het eerstvolgende kruisniveau gevlogen worden.

⁹⁶ Binnen de luchtruimindeling en luchtlagen wordt onderscheid gemaakt in 'flight levels' (FL) of vliegniveaus. Het vliegniveau geeft de hoogte aan waarop een vliegtuig zich voortbeweegt, waar het naar toe klimt of daalt met referentie tot de standaarddruk van de Internationale Standaard Atmosfeer. Rekenend vanaf deze standaard met hoogte 0 worden de standaard vliegniveaus uitgedrukt per 100 voet. FL010 betekent 1000 voet boven de standaard, FL100 10.000 voet, FL195 19.500 voet en FL460 46.000 voet.

Burgerluchtvaart

Binnen de Amsterdam CTA mag burgerluchtvaart vliegen volgens de instrumentvliegvoorschriften. Volgens het Besluit Luchtverkeer 2014 en Verordening EU nr. 923/2012 geldt daarom dat er binnen een straal van 8 kilometer rondom een obstakel minimaal circa 305 meter (1.000 voet) tussen het luchtvaartuig en het hoogste punt van het obstakel moet zitten.

Helikopterverkeer

Zoals aangegeven in paragraaf 3.3.2 en 3.3.4 is op de platformen van net op zee IJmuiden Ver Alpha en Beta een helideck voorzien. In de definitieve (netto) kavelgrenzen van windenergiegebied IJmuiden Ver is hier rekening meegehouden. Dit is in overleg met TenneT gedaan om de helikopterbereikbaarheid van de platformen te waarborgen.

Door windenergiegebied IJmuiden Ver en de kavels I en II loopt de Helicopter Main Route (HMR) KY650. Binnen deze aanvliegroute vliegen helikopters relatief laag boven de zeespiegel met een vlieghoogte van circa 450 tot 900 meter (1.500 tot 3.000 voet). Ze kennen geen vastgelegde breedte, maar er wordt aangegeven dat niet meer dan 3,7 km (2 nautische mijl, NM) van een HMR afgeweken mag worden⁹⁷.

Naast HMR's zijn er voor de veiligheid van helikopteroperaties Helicopter Traffic Zones (HTZ) en Helicopter Protected Zones (HPZ) aangewezen als bijzondere luchtverkeersgebieden. HTZ's gelden tot op 9,2 km (5 NM) vanaf een enkel boor- of productieplatform met een helidek. Ze dienen ter verhoging van het veiligheidsbewustzijn onder piloten en daarmee ter bescherming van helikopters die manoeuvres uitvoeren bij de nadering of het vertrek. HPZ's hebben hetzelfde doel en gelden tot op 9,2 km (5 NM) vanaf twee of meer naastgelegen boor- of productieplatforms met helidek, zodat helikopters veilig tussen deze platforms kunnen manoeuvreren. Zowel een HTZ als een HPZ maakt vliegverkeer mogelijk met een vlieghoogte vanaf het gemiddelde zeeniveau (MSL) tot maximaal circa 600 meter (2.000 voet). Binnen de kavel of het windenergiegebied IJmuiden Ver vallen geen HTZ's of HPZ's. De enige HPZ in de directe omgeving ligt op korte afstand ten oosten van Kavel I, die via HMR KY650 aangevlogen wordt.

Vliegbewegingen van de kustwacht (SAR)

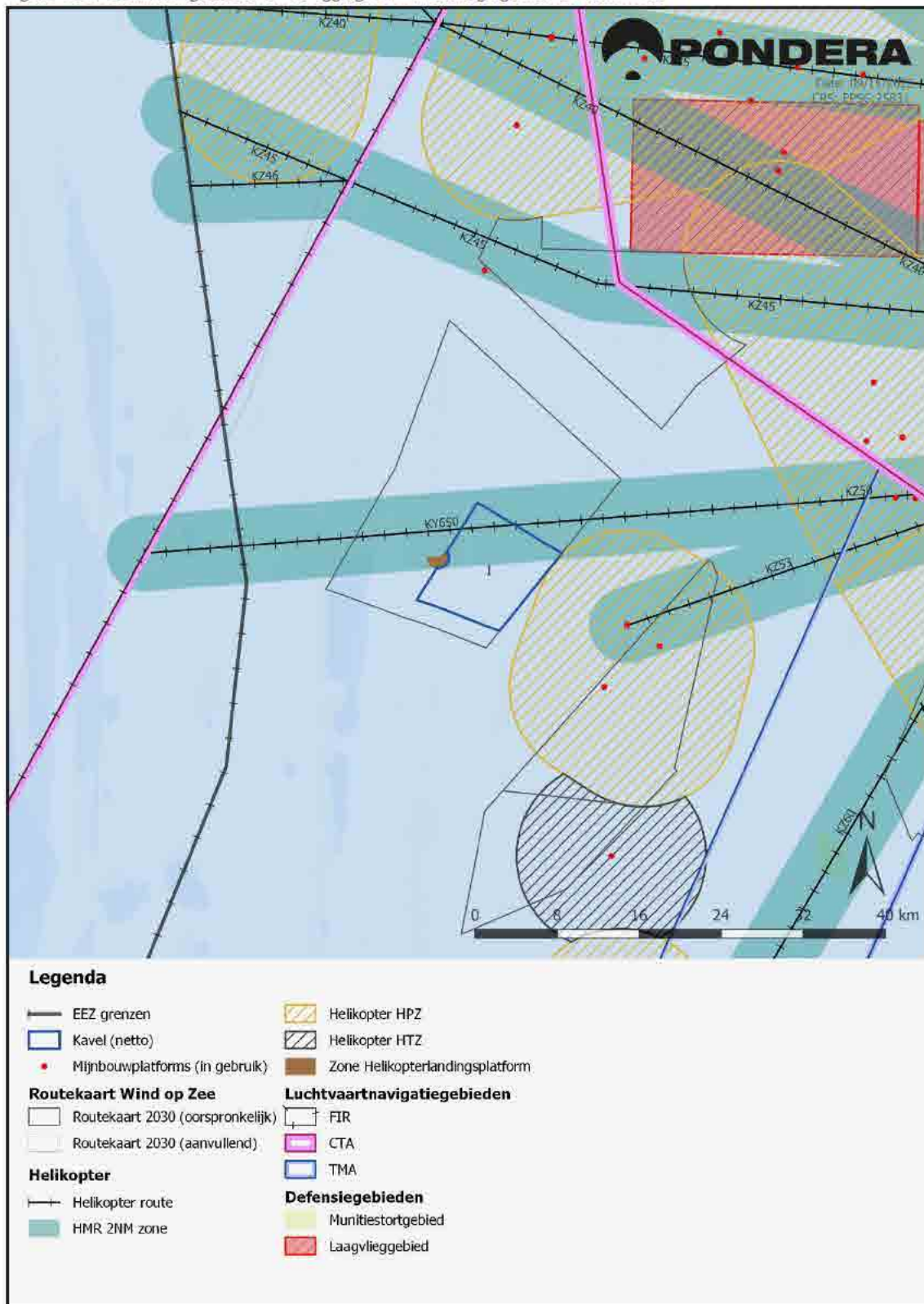
De Kustwacht coördineert de dienstverlening aan en handhaving van het scheepvaartverkeer op de Noordzee. Daarvoor maakt zij onder andere gebruik van vliegtuigen. De routes en vlieghoogtes van deze zogenaamde vliegende eenheden zijn afgestemd op de op zee aanwezige installaties, zoals boorplatforms. Deze vliegbewegingen mogen uitgevoerd worden op elke vlieghoogte tot 1.000 voet (circa 300 m). Daarnaast worden ook SAR (search and rescue)-operaties uitgevoerd om mensen in nood te helpen. Deze reddingsoperaties worden vooral uitgevoerd met boten en in mindere mate met helikopters. De coördinatie van de SAR-operaties gebeurt vanuit het Kustwachtcentrum in Den Helder.

Militaire luchtvaart

De militaire luchtvaart maakt voor haar oefeningen gebruik van zogenaamde laagvliegzones op de Noordzee (zie onderstaande figuur). Hierin kunnen schietoefeningen op luchtdoelen gehouden worden. Militaire luchtvaartuigen vliegen in de praktijk soms ook buiten deze gebieden op lage vlieghoogtes. De veiligheid van ander gebruik wordt daarbij gewaarborgd. Dit gebeurt alleen op delen van de Noordzee waar geen obstakels aanwezig zijn. Met het oog op toekomstige ontwikkelingen rondom het realiseren van windenergie op zee onderzoekt de Rijksoverheid momenteel of defensiegebieden aan te passen of te verplaatsen zijn.

⁹⁷ Luchtvaartgids, Integrated Aeronautical Information Package, onder ENR 2.2, sub 3.2.1 en sub 3.3.2.3

Figuur 10.16 Luchtvaartgebieden en de ligging van Windenergiegebied IJmuiden Ver.



10.6.2 Effectbeschrijving

Effecten tijdens de exploitatie

Burgerluchtvaart

De maximale tiphoogte van 305 meter zal voor de burgerluchtvaart geen beperking vormen in dit luchtruim (Amsterdam CTA west), omdat de minimale vlieghoogte hier 1.675 meter (FL055, 5.500 voet) is. De effecten ten aanzien van burgerluchtvaart worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Helikopterverkeer

Door het windenergiegebied IJmuiden Ver loopt één HMR (KY650) die Kavel I doorkruist. Binnen de 2 NM zone aan weerszijde van de HMR geldt een minimale vlieghoogte van circa 450 meter (1.500 voet). Er is ook sprake van een separatie-eis van circa 300 meter (1.000 voet). Dit is de minimale verticale obstakelvrije ruimte (verticale separatiezone) die tussen het vliegverkeer en een object op zee moet zitten.

De tiphoogte van turbines binnen de te onderzoeken bandbreedte bedraagt minimaal 261 meter en maximaal 305 meter. Om te voldoen aan een separatie-eis van minimaal 300 meter moet een minimale vlieghoogte van respectievelijk 561 of 605 meter worden aangehouden. Dat betekent dat de minimale vlieghoogte met minimaal 111 meter en maximaal 155 meter moet worden verhoogd. Ter plaatse van het windpark zal helikopterverkeer daardoor moeten uitwijken naar het eerstvolgende kruisniveau van 900 meter hoogte.

Een andere mogelijkheid is om de HMR te verplaatsen, zodat er om het windpark heen gevlogen wordt. Bijvoorbeeld door aan te sluiten op HMR KZ53. Deze zou verlengd kunnen worden om de kavels van IJmuiden Ver ten zuiden te passeren, om van daaruit naar de richting de EEZ-grens verder te lopen. De vliegroute wordt daardoor langer en de reistijd neemt hierdoor toe.

De twee TenneT-platforms die voorzien zijn in windenergiegebied IJmuiden Ver zullen met een helikopterlandingsplatform uitgerust. Om de luchtvaartveiligheid van het helikopterverkeer tijdens het aan- en afvliegen te waarborgen is in overleg met TenneT extra ruimte gereserveerd waarin geen windturbines worden geplaatst. Deze vrij te houden ruimte is in Figuur 10.16 Luchtvaartgebieden en de ligging van Windenergiegebied IJmuiden Ver. Figuur 10.16 weergegeven als zone helikopterlandingsplatform en is meegenomen in de netto verkaveling.

De effecten op het helikopterverkeer worden negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -). De reden hiervoor is de overlap met HMR KY650 die het beschikbare luchtruim over een deel van de route in hoogte beperkt. De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar beperkt invloed op, maar leidt niet tot een onderscheidende effectbeoordeling.

Vliegbewegingen in opdracht van de kustwacht (onder andere SAR)

Een windpark kan een belemmering vormen voor het uitvoeren van een SAR-operatie ter plaatse. Dit zou zich kunnen voordoen als een schip het windpark binnenvaart en in de problemen komt. Ook bij een eventuele calamiteit direct naast het windpark kan het windpark een belemmering vormen voor een SAR-operatie. Met name helikopters kunnen hiervan hinder ondervinden. Door het vliegen op lage hoogte vormt de aanwezigheid van windturbines dan een extra risico.

Om de invloed van windturbines op SAR-operaties met helikopters te onderzoeken zijn in 2005 ter plaatse van het windpark North Hoyle (UK) oefeningen met helikopters uitgevoerd.⁹⁸ Tijdens dat onderzoek is aangetoond dat reddingsoperaties vanuit de lucht met name tijdens omstandigheden met beperkt zicht moeilijk zijn (in verband met de slechte zichtbaarheid van windturbines). Daarnaast is in het operationele offshore windpark Luchterduinen een SAR helikopter-test uitgevoerd (Miedema, 2015). Uit deze test blijkt dat:

- SAR-operaties met een helikopter zonder problemen mogelijk zijn bij daglicht en wanneer de windturbines gestopt (en geblokkeerd) zijn, mits de zichtomstandigheden voldoende goed zijn;
- niet uitgesloten wordt dat een SAR-helikopter kan opereren binnen een park, wanneer de turbines niet gestopt zijn. Dit blijft echter wel afhankelijk van de omstandigheden van dat moment en de beoordeling van de piloot;
- er tijdens de test goede communicatie (radioverbinding) was tussen de reddingsboot en helikopter;
- er ook goede communicatie (radioverbinding) was tussen het Kustwachtcentrum en de helikopter, behoudens op een hoogte van 50 voet;
- draaiende turbines mogelijk een negatief effect hebben op de kwaliteit van de radiocommunicatie.

Door onderzoeksbureau To70 is de invloed van zogturbulentie op helikopterverkeer in en nabij windparken op zee onderzocht⁹⁹. In totaal zijn van 440 vluchten de gegevens geanalyseerd, waaruit is gebleken dat er geen onverwachte turbulentie is gerapporteerd als gevolg van de windturbines. Daarom wordt de conclusie getrokken dat helikopteroperaties in en nabij windparken op zee geen limitatie als gevolg van zogturbulentie ervaren. Deze conclusie wordt onderschreven door drie helikopter operators (HeliService, CHC en NHV), die daarbij benadrukken dat helikopteroperaties in en nabij windparken veilig zijn. Een windturbinesilstandsvoorziening is daarom niet nodig bevonden.

De effecten op vliegbewegingen in opdracht van de Kustwacht (o.a. SAR) worden om bovenstaande redenen neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Militaire luchtvaart

De effecten op de militaire luchtvaart worden neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De reden hiervoor is dat windenergiegebied IJmuiden Ver ruim buiten de gebieden ligt die voor militaire activiteiten zijn aangewezen.

Effecten tijdens de aanleg, verwijdering en onderhoud

De effecten tijdens de aanleg, de verwijdering en het onderhoud zijn niet anders dan tijdens de exploitatie. Voor de luchtvaart is het van belang aan te geven waar het windpark is gesitueerd, vanwege de hoogte van turbines. Vanaf de aanleg van het windpark worden turbines ook uitgerust met obstakelverlichting conform de bepalingen van de IALA-richtlijn (IALA Recommendation O-139). In deze richtlijn zijn verschillende opties, met name tussen retro-reflectieve en indirecte verlichting, waarbij de laatstgenoemde de voorkeur heeft.

⁹⁸ Brown, Offshore Wind Farm Helicopter Search and Rescue Trials Undertaken at the North Hoyle Wind Farm, 2005

⁹⁹ Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms - HFDM analysis and consultation with helicopter operators, To70, April 2020.

10.7 Zand-, grind- en schelpenwinning

10.7.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Zeezand wordt gebruikt om de kustverdediging te onderhouden of om het land op te hogen in bouw- of infrastructuurprojecten. Het wordt dan toegepast als suppletie-, beton- of metselzand. Dit zand wordt op verschillende plaatsen in de Noordzee gewonnen door vergunninghouders. Zandwinning is aangewezen als een activiteit van nationaal belang. Het is daarom van belang dat de winningslocaties vrij met een schip benaderbaar zijn.

Zand- en grindwinning is toegestaan zeewaarts van de doorgaande NAP-20m dieptelijn. Het gebied tot aan de 12-nautische mijlsgrens is aangewezen als reserveringsgebied voor zand- en grindwinning, waarbinnen gebieden vergund kunnen worden voor zand- of grindwinning. Binnen het reserveringsgebied heeft zandwinning voor kustverdediging en ophoging voorrang op andere activiteiten.

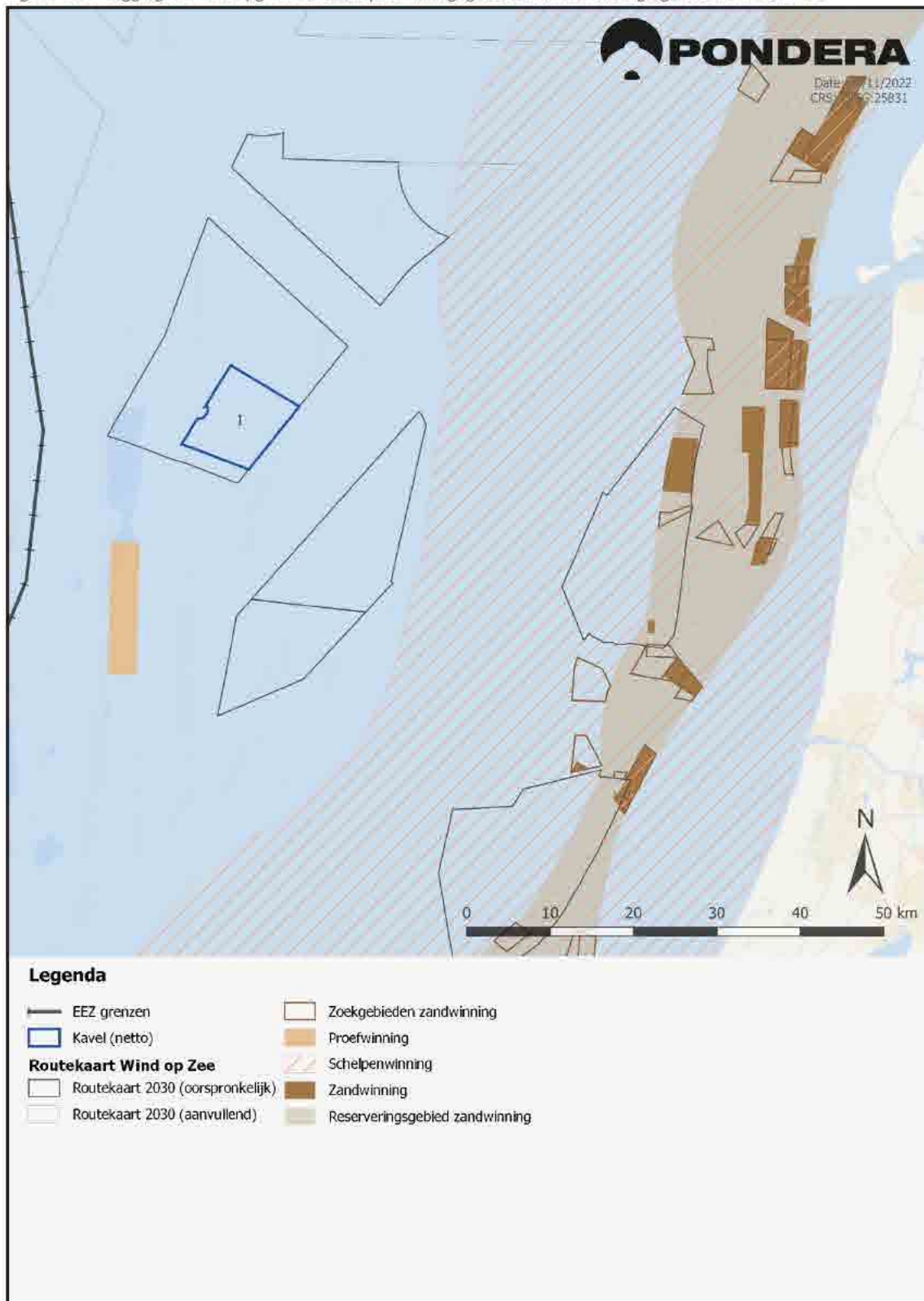
Vrijwel alle actieve winningsgebieden liggen momenteel binnen deze zone, al liggen er op grotere afstand van de kust wel winningszoekgebieden uit het MER Winning suppletiezand Noordzee 2018 t/m 2027. Ver uit de kust, circa 14 kilometer ten zuiden van windenergiegebied IJmuiden Ver, ligt een gebied dat incidenteel is gebruikt voor proefwinningen. Verder zeewaarts van de 12-nautische mijlsgrens is zandwinning ook toegestaan, maar bij 'stapeling' krijgen andere activiteiten van nationaal belang voorrang. Ook is zandwinning hier minder aantrekkelijk door de grotere vaarafstanden.

Schelpenwinning vindt zeewaarts vanaf de NAP-5m dieptelijn tot op de 24-nautische mijlsgrens plaats in hoeveelheden die in overeenstemming zijn met de natuurlijke aanwas. Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op circa 16 kilometer vanaf dit gebied. De ligging van windenergiegebied IJmuiden Ver en de kavels is weergegeven in Figuur 10.17.

10.7.2 Effectbeschrijving

De kavel ligt ruim buiten de aangewezen winningsgebieden en vormt daarom geen belemmering. De effecten ten aanzien van zand-, grind- of schelpenwinning worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Figuur 10.17 Ligging van zand-, grind- en schelpenwinningsgebieden en windenergiegebied IJmuiden Ver.



10.8 Baggerstort

10.8.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Op verschillende locaties in de Noordzee wordt bagger verspreid over de zeebodem in baggerstort- en loswallen en in stortvakken. Deze locaties liggen niet ver uit de kust en moeten vooral vrij met een schip benaderbaar zijn. Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op circa 60 kilometer van deze locaties.

10.8.2 Effectbeschrijving

De kavel ligt ruim buiten de aangewezen baggerstortlocaties en vormt daarom geen belemmering. De effecten ten aanzien van baggerstort daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

10.9 Scheeps-, wal- en luchtvaartradar

10.9.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Scheepvaart- en walradar

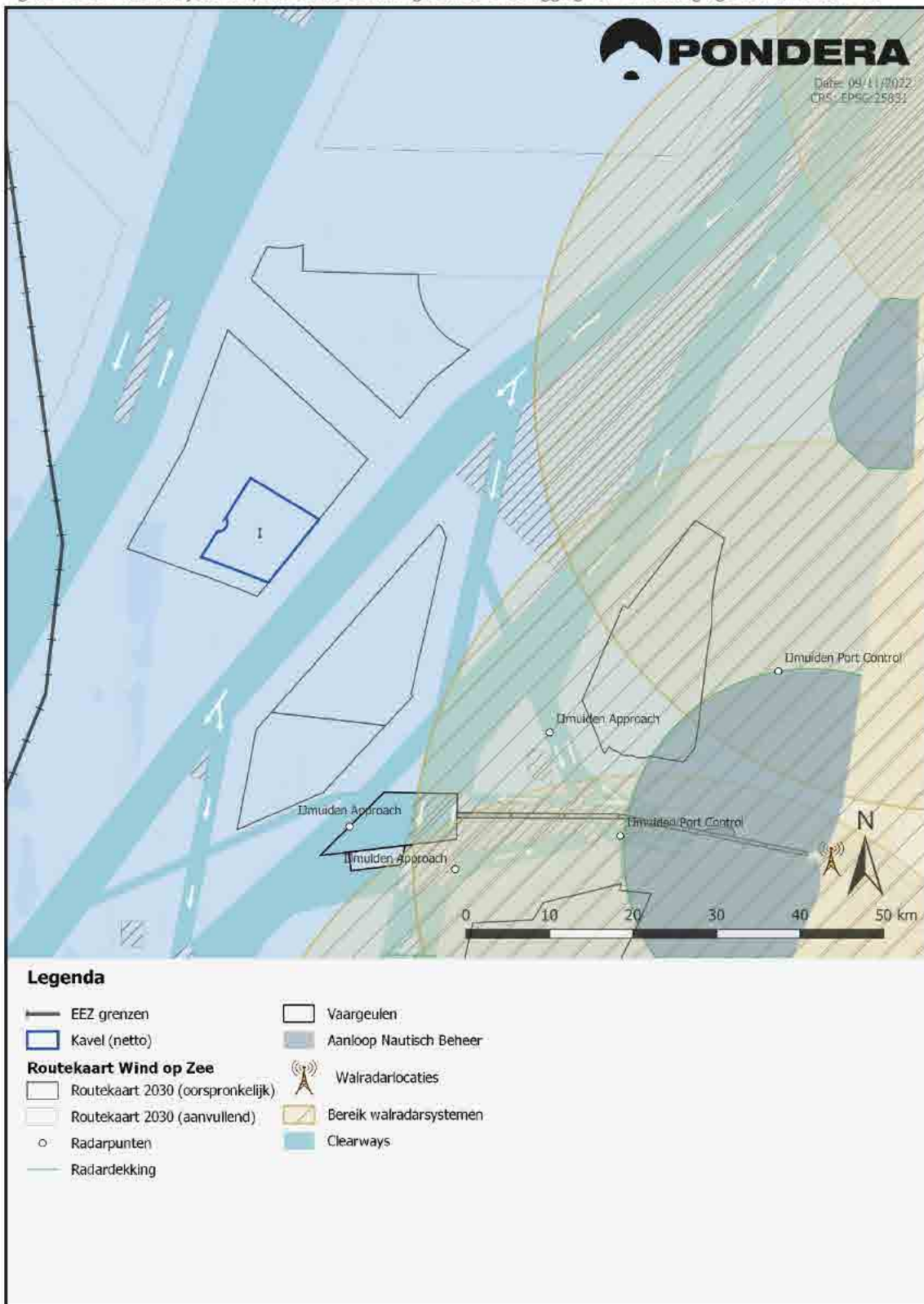
Langs de Nederlandse kust staan verschillende radarposten, onder andere voor de kust bij Den Haag, IJmuiden, Schoorl en Den Helder (zie Figuur 10.18). Deze radarposten worden gebruikt voor de scheepvaartverkeersbegeleiding voor respectievelijk de Rotterdamse en de Amsterdamse haven en door de Kustwacht. Het maximale bereik van deze walradarposten is circa 50 km. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op circa 70 kilometer vanaf de dichtstbijzijnde walradarpost.

Daarnaast zijn diverse platforms op zee uitgerust met een stand alone radarsysteem. Deze radars zijn niet geïntegreerd in een walradarketen en worden niet meegenomen in de beoordeling in dit MER. Schepen zijn ook uitgerust met radarsystemen ten behoeve van de navigatie. Deze worden wel beoordeeld.

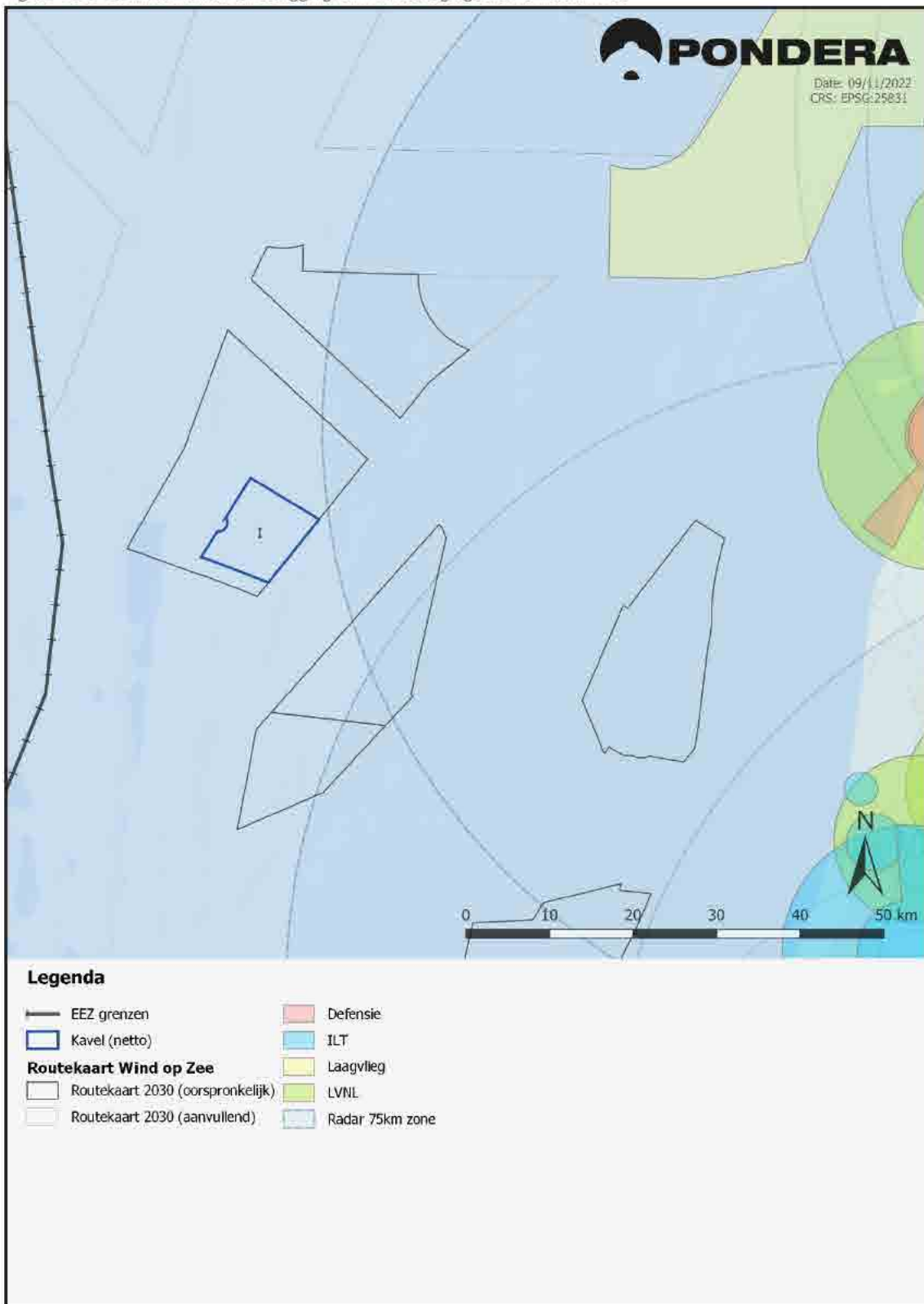
Luchtvaartradar

Verspreid in Nederland staan luchtvaartradarsystemen die ingezet worden bij de luchtverkeersbegeleiding en verdediging van het luchtruim. Rondom deze radarsystemen geldt tot op 75 kilometer afstand een zone met hoogtebeperkingen voor obstakels. De dichtstbijzijnde radar voor de luchtverkeersbegeleiding en -verdediging ligt in Den Helder (de Kooy) op circa 76 kilometer afstand vanaf windenergiegebied IJmuiden Ver (zie Figuur 10.19). Luchtvaartuigen zijn ook uitgerust met radarsystemen ten behoeve van de navigatie. LVNL heeft bevestigd dat de plannen voor de vier windparken (kavel I tot en met kavel IV) geen negatieve invloed hebben op de correcte werking van de communicatie- en surveillanceapparatuur in beheer van LVNL.

Figuur 10.18 Walradarsystemen, het verkeersscheidingssysteem en de ligging van windenergiegebied IJmuiden Ver.



Figuur 10.19 Luchtvaartradar en de ligging van windenergiegebied IJmuiden Ver.



10.9.2 Effectbeschrijving

Effecten tijdens aanleg, verwijdering en onderhoud

Scheepvaart- en walradar

Er treden geen negatieve effecten op voor de werking van de scheepvaartradar tijdens de aanleg- of verwijderingsfase, omdat er voldoende gebruikelijke mitigerende maatregelen zijn. De hoekpunten van het windpark zullen zichtbaar gemaakt worden op het Automatic Identification System (AIS) door de Kustwacht. Hierbij worden virtuele Aid to Navigation (AtoN) berichten uitgezonden. Indien nodig wordt er gedurende de installatieperiode een mistwaarschuwing gegeven door de op dat moment aanwezige wacht- en installatieschepen. Als zij een schip op hun radar en/of AIS zien naderen, dan wordt dit schip opgeroepen en gewaarschuwd. Zo nodig wordt ook de Kustwacht geïnformeerd. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Luchtvaartradar

Er treden geen negatieve effecten op voor de werking van de luchtvaartradar tijdens de aanleg- of verwijderingsfase, aangezien het windenergiegebied buiten de zone van 75 kilometer rondom radarsystemen ligt. Tijdens de aanlegfase van het windpark zullen de gebieden waar constructiewerkzaamheden plaatsvinden, moeten worden gemarkeerd conform de IALA-richtlijn voor maritieme navigatiesystemen (IALA Maritime Buoyage System (MBS)). De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Effecten tijdens de exploitatie

Scheeps- en walradar

Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten het bereik van de walradarketen en zal hier geen effecten op hebben. Ten aanzien van scheepsradar is het echter aannemelijk dat er effecten op het radarbeeld kunnen ontstaan door windparken. De meest voorkomende effecten zijn dubbele reflecties en het afnemen van de kwaliteit van het radarbeeld. Het bereik, de nauwkeurigheid van het beeld en daarmee de betrouwbaarheid van de radar kunnen daardoor beperkt worden. Hieronder en in hoofdstuk 8 wordt hier verder op in gegaan.

Een windpark kan op verschillende manieren invloed hebben op radarsystemen:

- schaduweffecten: wanneer zich tussen de walradarpost en het te detecteren object (bijvoorbeeld een schip) een windturbine bevindt, ontstaat een schaduwkegel achter de windturbine waardoor het te detecteren object niet of minder op de radar verschijnt;
- valse schaduw door dubbele reflectie: als een windturbine zich nabij de radarpost bevindt, kan een te detecteren object tweemaal worden weergegeven op het radarscherm. De echte weergave komt direct vanaf het te detecteren object, de valse weergave ontstaat door weerkaatsing van echogolven van het te detecteren object vanaf een windturbine in de buurt;
- zijlus-effecten: bij radar treden naast de hoofd- ook zijlussen op. Wanneer windturbines zich in de buurt van de radar bevinden kunnen reflecties ontstaan met deze zijlussen.

Een experiment op de simulator van MARIN¹⁰⁰ heeft geleerd dat de ARPA (Automatic Radar Plotting Aid)-functie van de scheepsradar af en toe de echo van een schip achter het windpark uit het beeld verliest. Dit leidt niet tot gevaarlijke situaties, omdat schepen aan de andere kant van een windpark geen potentieel gevaar vormen. Het wordt pas gevaarlijk wanneer de echo wordt verloren op het moment dat beide

¹⁰⁰ MARIN, Veiligheidsstudie offshore windpark West Rijn; Nieuwe VSS bij Rotterdam, 2006, Rapport Nr. 20232.621 IAS

schepen op dezelfde hoek van het windpark afstevenen. In deze situatie is echter de kans op het verlies van een echo kleiner, omdat het aantal windturbines dat tussen beide schepen in ligt, kleiner wordt naarmate het hoekpunt van het windpark wordt genaderd. Ook de obstakelvrije veiligheidszone van 500 meter rondom het windpark zorgt ervoor dat schepen elkaar bij het naderen van het hoekpunt visueel eerder zien. Voor grotere routegebonden schepen is de afstand tot het windpark groter dan 500 meter en zijn de risico's nog lager.

Onderzoeken gebaseerd op het Engelse offshore windpark 'North Hoyle' komen tot een aantal conclusies met betrekking tot verschillende radar-, navigatie- en communicatieactiviteiten¹⁰¹:

- Global Positioning Systems (GPS): geen bewijs van verstoring van basisontvangst of positionele nauwkeurigheid;
- magnetisch gestuurde kompassen: geen bewijs van kompasafwijking;
- helikopterradar en communicatiesystemen: radiocommunicatie van zee naar een helikopter (en vice versa), communicatie tussen schepen en VHF-communicatie werken correct zonder verstoring. De radardetectie neemt af wanneer schepen binnen 100 meter van een turbine komen. Daar dient rekening mee gehouden te worden tijdens SAR operaties. Reddingsacties bij beperkt zicht vanuit de lucht bleken moeilijk uit te voeren binnen een windpark. Het traceren van een helikopter rond het windpark is moeilijk, vanaf zowel schepen alsook vanaf de radar aan wal;
- het automatische identificatiesysteem (AIS): geconstateerd werd dat dit systeem geheel operationeel blijft op de schepen binnen het windpark;
- het bereik van kleine en grote scheeps- en walradars wordt beperkt. De turbines produceren schaduwgebieden, waardoor andere turbines en schepen niet ontdekt kunnen worden. Slechte weersomstandigheden versterken deze resultaten waarschijnlijk.

Uit deze resultaten blijkt dat met name aandacht aan radarstraalpaden geschonken moet worden. Voor windenergiegebied IJmuiden Ver zijn radarzichtbeperkingen echter beperkt. Het windpark ligt dermate ver uit de kust dat er geen significante invloed meer is op radarsystemen, aanloopgebieden en –routes, inclusief VTS-gebieden.

Voor windpark OWEZ is onderzocht dat het schaduweffect verminderd zou kunnen worden, als de waarnemingen van de sensoren te IJmuiden en te Zandvoort worden gecombineerd. Dit geldt ook wanneer er een extra sensor geplaatst zou worden achter de windturbines¹⁰². Deze sensor zou mogelijk ook op land kunnen worden geplaatst. Om dubbele schijndoelen te onderdrukken is de meest voor de hand liggende oplossing om grotere afstand tussen schip en windturbines te houden. Een afstand van 1.400 meter is hiervoor voldoende. Op grotere afstand zal het ontvangend vermogen als gevolg van het optreden van een dubbel schijndoel lager zijn, dan dat als gevolg van een gewoon schijndoel. Daardoor is de gewone zijlusonderdrukking voldoende om de dubbele schijndoelen te onderdrukken. De afstand tussen windparken en de scheepvaartroutes (route gebonden scheepvaart) is minimaal 1,24 NM (circa 2,3 kilometer).

In het onderzoek van Howard en Brown komt naar voren dat de hoogte van turbines radarresponsies veroorzaakt en zijluseffecten en dubbele of meervoudige reflecties kunnen veroorzaken. Turbines kunnen

¹⁰¹ Results of the electromagnetic investigations and assessments of marine radar, communications and positioning systems undertaken at the North Hoyle wind farm by QinetiQ and the Maritime and Coastguard Agency, Martin Howard and Colin Brown, 15 November 2004.

¹⁰² TNO-FEL, 1999

van zijlussen worden onderscheiden, door bijvoorbeeld met een verlaagde ontvangstversterking (gain) de resolutie te vergroten. Een bijkomend effect hierbij is echter dat ontvangstsignalen van kleine schepen en boeien ook gereduceerd worden en wellicht niet meer te detecteren zijn binnen of nabij het windpark. Dit is een gebruikelijk verschijnsel. Reddingsboten die binnen of nabij het windpark varen, kunnen met een radar van 9 GHz probleemloos een klein object (boot) binnen het windpark detecteren. Met een VTS-radarsysteem is dit afregelen per radarsensor echter niet mogelijk door de eindgebruiker.

Op basis van vijf experimenten door Radio Holland¹⁰³ bij de bestaande windparken Prinses Amalia en OWEZ kan gesteld worden dat de aanwezigheid van deze windparken niet of nauwelijks leidt tot nadelige effecten op de detectie van schepen in de buurt van die windparken vanaf de wal. De veiligheidszone van 500 meter rondom windparken zorgt ervoor dat schepen elkaar bij het naderen van het hoekpunt eerder visueel zien, omdat in de veiligheidszone geen obstakels staan. Daarnaast liggen de (internationale) scheepvaartroutes minimaal op 1,24 NM (circa 2,3 kilometer) afstand van de windparken, waardoor er nabij hoekpunten voldoende ruimte is om naderende schepen tijdig te signaleren.

De scheepvaartbegeleiding (VTS) heeft met AIS een ondersteunende sensor voor de opbouw van het verkeersbeeld en is niet meer alleen afhankelijk van de radarwaarnemingen. Voor de positiebepaling van schepen geeft een radarpositie de "ware" aanwezigheid van een object weer (verstoringen daargelaten) en geeft AIS een aanvullend of bevestigend beeld. De werking van AIS berust echter op een ander principe, waardoor nooit alleen op AIS-informatie vertrouwd kan worden voor de opbouw van het verkeersbeeld. Een belangrijke reden hiervoor is dat AIS relatief eenvoudig gemanipuleerd kan worden door verstoring van buitenaf (spoofing/jamming) of door (bewust) menselijk handelen (uitschakelen van AIS of het bewust uitzenden van andere posities). De overheid draagt zorg dat er in windparken volledige AIS dekking is door het plaatsen van AIS base stations op de TenneT platforms en zo nodig op de transition piece van een windturbine. Wel kan het zijn dat niet alle schepen met AIS worden waargenomen.

Het windenergiegebied IJmuiden Ver, en daarmee ook de kavel, vallen geheel buiten de dekking van de walradarketen en de VTS-gebieden voor de aanloop hiervan en zullen hier dus geen effect op hebben. De effecten op de scheeps- en walradar zijn – met inachtneming van de hierboven beschreven maatregelen – erg beperkt. De effecten ten opzichte van scheeps- en walradar worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Luchtvaartradar

Een windpark kan effect hebben op luchtvaartuigen door de verstoring van communicatie- en radarapparatuur. In principe vindt luchtverkeer op voldoende hoogte boven een windpark plaats om hier geen hinder van te ondervinden.

Tijdens reddingsoefeningen in het Engelse windpark North-Hoyle is gebleken dat radiocommunicatie van zee naar helikopter (en vice versa) en VHF-communicatie (Very High Frequency radiosignalen) correct werkten. In droge weersomstandigheden waren turbines, schepen en mensen duidelijk herkenbaar door het thermische beeldsysteem van de helikopter¹⁰⁴. Door mist en neerslag werden deze wel beperkt. Uit

¹⁰³ Radio Holland, Onderzoek naar radarverstoring door Prinses Amaliawindpark en Offshore Windpark Egmond aan Zee, Resultaten van de veldexperimenten in 2010 bij kalme zee, 2012

¹⁰⁴ Brown, C. Offshore Wind Farm Helicopter Search and Rescue Trials Undertaken at the North Hoyle Wind Farm; Report of helicopter SAR trials undertaken with Royal Air Force 'C' Flight 22 Squadron on March 22nd 2005. Maritime and Coastguard Agency, 2005.

ervaringen met Deense windparken blijkt dat windturbines die zich binnen 30 kilometer van de luchtvaarradar bevinden geen problemen opleveren voor luchtverkeersbegeleiding als gevolg van radarbeïnvloeding.¹⁰⁵

Op basis van bovenstaande bevindingen en gezien de afstand van de kavel tot de dichtstbijzijnde luchtvaarradar, worden de effecten hierop als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

10.10 Kabels en leidingen

10.10.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

De kabels en leidingen die op de Noordzeebodem liggen vervullen een belangrijke functie. Telecomkabels dragen bij aan een kwalitatief hoogwaardige digitale connectiviteit. Elektrakabels en leidingen maken deel uit van de benodigde hoofdinfrastructuur van een betrouwbare, betaalbare en veilige energievoorziening. In het Programma Noordzee 2022 – 2027 zijn deze als activiteiten van nationaal belang aangewezen. Hierin worden ook onderhouds- en veiligheidszones aangewezen aan weerszijden van deze kabels en leidingen. Deze zone zorgt voor voldoende fysieke ruimte, wanneer werkschepen onderhoud uitvoeren. Tabel 10.6 geeft de gebruikte onderhouds- en veiligheidszones weer.

Na gebruik mogen bestaande pijpleidingen in voorkomend geval achtergelaten worden op de zeebodem, zolang dit schoon en veilig gebeurt. Er is een methode ontwikkeld om te bepalen of uit gebruik geraakte leidingen moeten worden verwijderd. De leidende criteria zijn daarbij: hinder voor ander gebruik, veiligheid, milieueffecten en kosten. Als de kabels en leidingen mogen blijven liggen moeten de eigenaren deze zelf reinigen en daarna jaarlijks inspecteren. In de praktijk blijven veel kabels en leidingen liggen. Per geval wordt ook beoordeeld of ze geschikt zijn voor toekomstig hergebruik voor CO₂- of H₂-transport.

Bij de aanleg van windparken wordt, ten opzichte van toekomstige en in gebruik zijnde elektriciteitskabels en leidingen, een zone van 500 meter aan weerszijden aangehouden. Ten opzichte van telecomkabels is dat in principe 750 meter. Echter, met het oog op efficiënt ruimtegebruik, kunnen kleinere onderhoudszones aangehouden worden. Dit is doorgaans het geval in windenergiegebieden. Voor telecomkabels is daarom ook een zone van 500 meter aan weerszijden aangehouden in dit MER, zie ook Tabel 10.6. Voor verlaten kabels en leidingen wordt, in overeenstemming met de eigenaar, een zone van 150 meter aan weerszijden aangehouden in dit MER. Ook rondom de parkbekabeling van een windpark gelden deze onderhouds- en veiligheidszones. Deze bedragen 250 meter aan weerszijden.

Tabel 10.6 MER-uitgangspunt voor de aan te houden onderhouds- en veiligheidszone rondom kabels en leidingen.

Soort	Status	Toekomstig (m)	In gebruik (m)*	Verlaten / buiten gebruik (m)*
Elektrakabel		500	500	150
Telecomkabel		500	500	150
Pijpleiding		500	500	150
Parkbekabeling		n.v.t.	250	n.v.t.

* In overleg met de eigenaar is het mogelijk tot een andere afstand overeen te komen.

¹⁰⁵ Spaven consulting. Wind turbines and radar: operational experience and mitigation measures. Report to a consortium of wind energy companies, december 2001.

De kabels van het net op zee voor IJmuiden Ver Alpha en Beta verzorgen de aansluiting van de windparken in IJmuiden Ver op het landelijke elektriciteitsnet, zie Figuur 10.20. De weergegeven kabeltracés en de onderhoudszones daaromheen zijn niet definitief. Ze zullen geen belemmering voor de windparken vormen, of vice versa.

Figuur 10.20 Kabels en leidingen en de ligging van windenergiegebied IJmuiden Ver.



10.10.2 Effectbeschrijving

Binnen kavel I liggen geen kabels of leidingen. Aan de noordzijde grenzen de kavels met de onderhoudszone (150 meter aan weerszijden) van een verlaten gaspijpleiding van Wintershall. Deze loopt vanaf het nu verlaten platform P2-NE, naar platform P6-A. Zuidelijk van de kavelgrens ligt, op een afstand van 500 meter, een verlaten telecomkabel van Cable and Wireless. De onderhoudszone rondom deze kabel blijft daarmee buiten de kavel. De effecten op aanwezige kabels en leidingen worden voor beide alternatieven van kavel I beoordeeld als neutraal (effectbeoordeling: 0).

10.11 Telecommunicatie

10.11.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Het transport van spraak, data en radio- en tv-signalen verloopt, naast via telecom- of glasvezelkabels, ook via zogenaamde straalpaden. Hierbij worden signalen overgedragen met een gerichte straal door de lucht. Op de Noordzee worden straalpaden gebruikt voor de communicatie tussen offshore platforms onderling en tussen platforms en de kust. Straalpaden op de Noordzee zijn niet beschermd en er bestaat geen verplichting om bij ruimtelijke projecten rekening te houden met straalpaden. De eigenaar van een straalverbinding is zelf verantwoordelijk voor een goede verbinding.

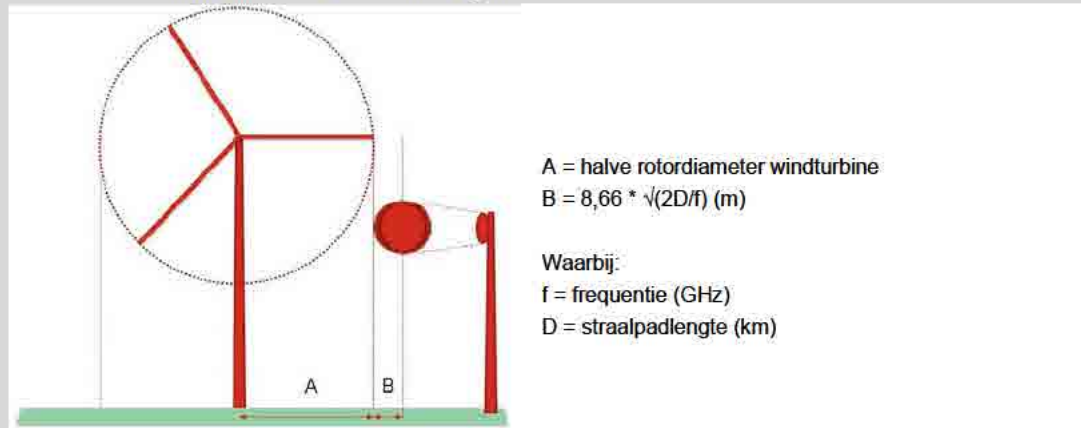
De routes van deze straalpaden worden zo gekozen dat er zo min mogelijk installaties in of nabij een straalpad staan, omdat die de signaaloverdracht kunnen verstoren of verzwakken. Een windturbine die in een straalpad staat, kan mogelijk negatieve effecten hebben op de telecommunicatie. Om te beoordelen of, en zo ja, welke, effecten er mogelijk optreden, wordt het 'toetsingscriterium straalverbindingen en windturbines' van Agentschap Telecom gebruikt¹⁰⁶.

Deze methode gaat ervan uit dat er geen effect van windturbines op de straalpaden bestaat, wanneer de windturbine op een afstand van een halve rotordiameter plus de tweede fresnelzone (zie Kader 10.2) verwijderd is van het straalpad. Doorgaans bedraagt de tweede fresnelzone een afstand van tientallen meters. Binnen deze afstand kan mogelijk een effect optreden, al is dat effect niet automatisch onaanvaardbaar. Met de eigenaar van de straalverbinding moet dan gezocht worden naar een mitigerende maatregel, bijvoorbeeld door een tussenzender te plaatsen. De mogelijke komst van een mobiel datanetwerk (4G/5G) op zee zal hierbij nieuwe mogelijkheden bieden en/of de rol van straalverbindingen volledig kunnen overnemen.

¹⁰⁶ Agentschap Telecom: toetsingscriterium straalverbindingen en windturbines'. Opgesteld in december 2017, gebaseerd op de ervaringen bij de ontwikkeling van windpark Wieringermeer.

Kader 10.2 Straalpad Fresnelzone¹⁰⁶

De aanbevolen afstand tussen een windturbine en een straalpad dient minimaal een halve rotordiameter plus de tweede fresnelzone te bedragen. De tweede fresnelzone wordt berekend op basis van de formule in het onderstaande figuur.



De aanbevolen afstand verschilt dus per straalpad. Voor een goede werking van de verbinding mag de mast van de windturbine (uitgaande van een maximale mastdiameter van 6 m) zich niet in het straalpad bevinden. Tevens is de hoogte van het straalpad relevant, aangezien het straalpad ook onder de rotorhoogte kan liggen. In dit geval heeft de windturbine geen effect op de werking van het straalpad.

De afstand van een halve rotordiameter (A) plus de tweede fresnelzone (B) kan berekend worden volgens de formule hierboven. De hoogte van het straalpad is bepaald op basis van de hoogste zendmast (worst case).

10.11.2 Effectbeschrijving

Er zijn geen straalpaden aanwezig in en om windenergiegebied IJmuiden Ver. Er zijn daarom ook geen effecten op telecommunicatie waarmee ze als neutraal beoordeeld worden (effectbeoordeling: 0). Voor de effecten op telecomkabels wordt verwezen naar paragraaf 10.10.

10.12 Militaire activiteiten en NGE

10.12.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Militaire activiteiten

Defensie heeft op de Noordzee verschillende gebieden tot zijn beschikking voor test- en trainingsdoeleinden. Hiervoor zijn speciale gebieden aangewezen, zoals munitiestortlocaties, schietterreinen, (laag)vlieggebieden of oefenterreinen. Geen van deze gebieden ligt in de directe omgeving van windenergiegebied IJmuiden Ver waardoor effecten op voorhand zijn uit te sluiten (zie Figuur 10.21).

Niet gesprongen explosieven

Op de Noordzee hebben tijdens de Eerste en Tweede Wereldoorlog veel militaire activiteiten plaatsgevonden, waarbij verschillende soorten explosieven zijn gebruikt. Als gevolg hiervan zijn er over de gehele Noordzeebodem een onbekend aantal niet-gesprongen explosieven (NGE) achter gebleven,

waarvan niet bekend is waar deze liggen. Bij de bouw van een windpark bestaat de kans dat er onbedoeld contact met een NGE ontstaat. Wanneer een hierdoor een NGE onverwacht tot ontploffing komt vormt dat een ontoelaatbaar veiligheidsrisico.

Om het risico van NGE'en in kaart te brengen is het windenergiegebied IJmuiden Ver onderzocht.¹⁰⁷ Er is gekeken naar de historische oorlogs-gerelateerde gebeurtenissen in het gebied en op basis daarvan is risicoanalyse gemaakt. Daarin is duidelijk geworden dat er binnen IJmuiden Ver veelvoudig luchtaanvallen hebben plaatsgevonden en dat er in beide Wereldoorlogen mijnevelden in en rond het gebied zijn gelegd. Het hele windenergiegebied IJmuiden Ver moet daarom als verdacht worden beschouwd. Het soort NGE dat mogelijk achtergebleven is, waarvan het minstens aannemelijk is dat deze aanwezig is, staat in Tabel 10.7. De locatie van historische oorlogsactiviteiten of munitietreffingen is in Figuur 10.21 weergegeven.

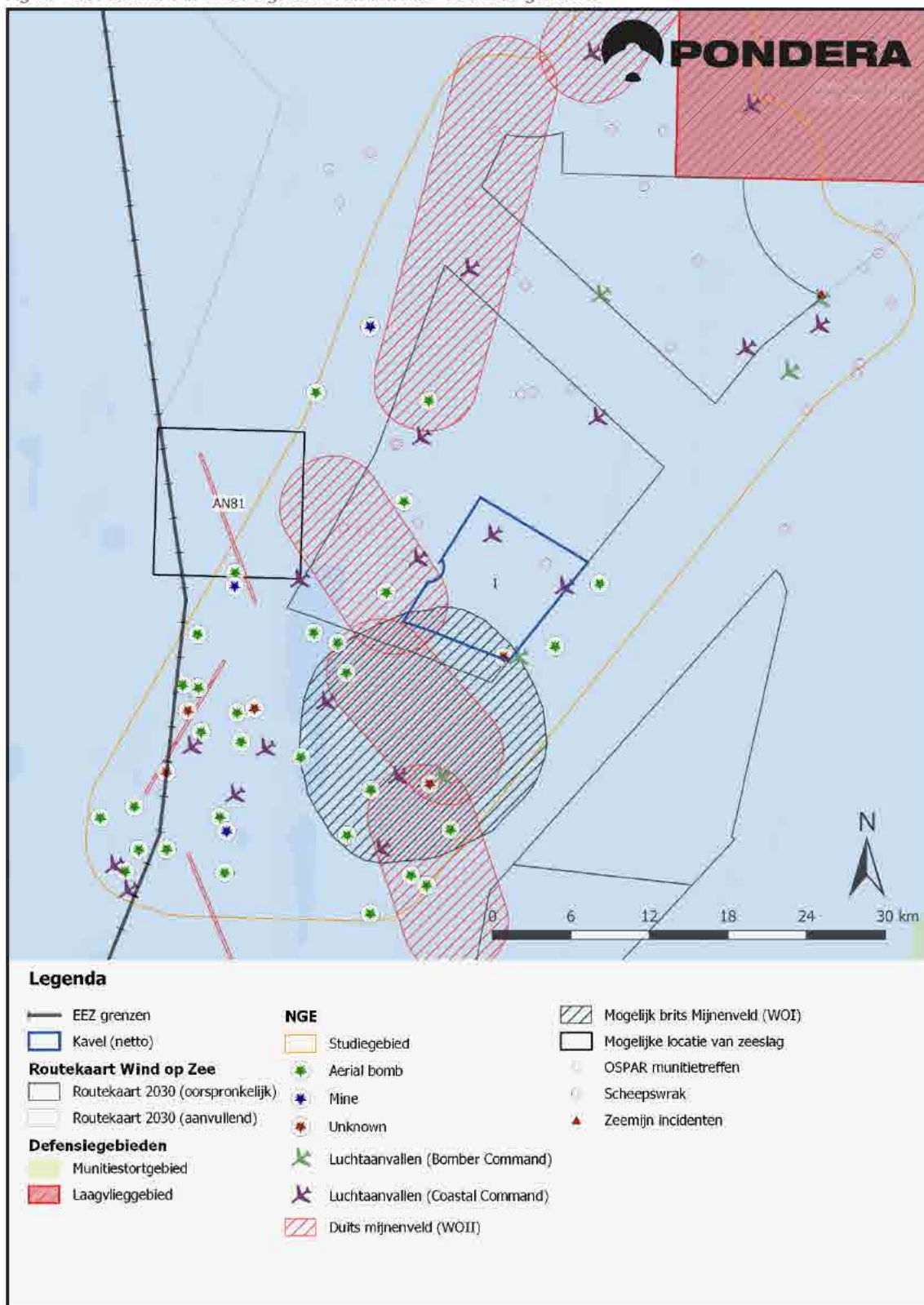
Tabel 10.7 NGE-soorten in en rondom windenergiegebied IJmuiden Ver, waarvan de aanwezigheid op zijn minst aannemelijk is.¹⁰⁷

NGE-soort	Waarschijnlijkheid van aanwezigheid	Opmerkingen uit het onderzoek
Geschutmunitie	Aannemelijk	Duitse schepen, varende binnen het onderzoeksgebied, hebben in ten minste twee gevallen met luchtafweergeschut gevuurd op geallieerde vliegtuigen. De inzet van luchtafweergeschut kan hebben geleid tot het achterblijven van NGE van geschutmunitie binnen het onderzoeksgebied. Verder is bekend dat binnen het onderzoeksgebied een scheepsgevecht heeft plaatsgevonden, en hebben er verschillende luchtaanvallen plaatsgevonden waarbij 20 mm boordkanonnen zijn ingezet. Derhalve is het aannemelijk dat NGE van geschutmunitie binnen het onderzoeksgebied is achtergebleven. Een deel van het onderzoeksgebied overlapt met een militair oefenterrein waarbinnen oefeningen met onder andere geschutmunitie werden uitgevoerd.
Torpedo's	Aannemelijk	Gedurende zowel de Eerste als de Tweede Wereldoorlog waren onderzeeërs actief binnen het onderzoeksgebied. Ten minste twee torpedoaanvallen zijn uitgevoerd binnen het onderzoeksgebied. Verder zijn er door geallieerde vliegtuigen veelvoudig aanvallen op Duitse onderzeeërs en ander vaartuigen die waren uitgerust met <i>torpedo's</i> uitgevoerd binnen het onderzoeksgebied. Het tot zinken brengen van dergelijke schepen kan leiden tot de aanwezigheid van NGE van torpedo's binnen het onderzoeksgebied. De combinatie van de aanwezigheid van met torpedo's uitgeruste vaartuigen, aanvallen op dit soort vaartuigen en aanvallen uitgevoerd door dit soort vaartuigen heeft tot de conclusie geleid dat de aanwezigheid van NGE van torpedo's binnen het onderzoeksgebied aannemelijk is.
Zeemijnen (WO 1)	Aannemelijk	Duits kaartmateriaal geeft een vermoedelijk Geallieerd mijnenveld binnen het onderzoeksgebied weer. Verder is bekend dat er verschillende mijnongelukken hebben plaatsgevonden binnen het onderzoeksgebied. Er is weinig informatie bekend is over het ruimen van mijnen binnen het onderzoeksgebied. De aanwezigheid van mijnen en het plaatsvinden van mijnincidenten binnen het onderzoeksgebied heeft tot de conclusie geleid dat de aanwezigheid van NGE van Britse mijnen, gelegd in de Eerste Wereldoorlog, aannemelijk is.
Zeemijnen (WO 2)	Waarschijnlijk	Het onderzoeksgebied bevindt zich tussen de Britse kust en de door Duitsers bezette Nederlandse kust. Gedurende de Tweede Wereldoorlog zijn er Duitse mijnenvelden (met mijnen en mijnenveegobstakels) in het onderzoeksgebied aangelegd. Daarnaast hebben verschillende mijnongelukken, ook buiten de bekende

¹⁰⁷ REASeuro, UXO Desk Top Study Wind Farm Zone IJmuiden Ver, April 2020.

		mijnenvelden, plaatsgevonden. De aanwezigheid van mijnen en het plaatsvinden van mijnincidenten binnen het onderzoeksgebied heeft tot de conclusie geleid dat de aanwezigheid van NGE van Duitse <i>mijnen en 'Sprengboje', gelegd in de Tweede Wereldoorlog</i> , waarschijnlijk is.
Sub- en afwerpmunitie	Waarschijnlijk	Uit het bronnenmateriaal is gebleken dat gedurende de Tweede Wereldoorlog verschillende geallieerde luchtaanvallen hebben plaatsgevonden binnen het onderzoeksgebied. Daarnaast vonden noodafwerpen van geallieerde vliegtuigen vaak plaats boven de Noordzee. Ten minste twee noodafwerpen hebben binnen het onderzoeksgebied plaatsgevonden. De grote hoeveelheid luchtaanvallen en het veelvoudig plaatsvinden van noodafwerpen boven de Noordzee (en boven het onderzoeksgebied) heeft tot de conclusie geleid dat de aanwezigheid van NGE van sub- en afwerpmunitie binnen het onderzoeksgebied waarschijnlijk is.

Figuur 10.21 Locatie van defensiegebieden en van NGE verdachte gebieden. ¹⁰⁷



10.12.2 Effectbeschrijving

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud

Militaire activiteiten

Er zijn geen effecten op militaire activiteiten, omdat de daarvoor gebruikte gebieden op grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver liggen.

Niet-gesprongen explosieven (NGE)

De mogelijke aanwezigheid van NGE'en in het windenergiegebied zorgt voor een risico voor de werkzaamheden die gepaard gaan met de aanleg, het onderhoud en de verwijdering van een windpark. Aangezien mogelijke detonaties op schepen, personeel en omgeving een ontoelaatbaar risico zijn, zijn mitigerende maatregelen nodig, zodat deze risico's tot aanvaardbare proporties worden teruggebracht.

Met goed NGE-risicomanagement kan het risiconiveau tot een aanvaardbaar niveau worden teruggebracht. In de voorbereidingsfase wordt aanbevolen om een uitgebreid geofysisch (bathymetrisch) onderzoek uit te voeren ter voorbereiding op een specifiek op NGE gerichte detectie. In de uitvoeringsfase wordt aanbevolen de NGE-risicoanalyse te herijken op basis van het ontwerp van het windenergiegebied.

Voor de overige risico's dient een gedetailleerde risicoanalyse te worden uitgevoerd. Op basis hiervan dient een NGE-onderzoeksstrategie te worden ontwikkeld. Rekening moet worden gehouden met het opsporen en ruimen van NGE'en in een nader te bepalen deel van het windenergiegebied. NGE'en dienen doorgegeven te worden aan de Kustwacht en zij laat deze opruimen door de Explosieven Opruimingsdienst Defensie. Door deze maatregelen kan er geconcludeerd worden dat de mogelijke aanwezigheid van NGE'en geen belemmering hoeft te vormen voor de realisatie van een windpark in de kavel.

De effecten voor militaire activiteiten worden voor de kavel als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De effecten voor NGE worden voor de kavel als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -). De reden hiervoor is de waarschijnlijke aanwezigheid van NGE'en en de noodzaak om hier rekening mee te houden. De mogelijke inrichting (alternatief 1 of alternatief 2) van het windpark heeft hier geen invloed op.

10.13 Recreatie en toerisme

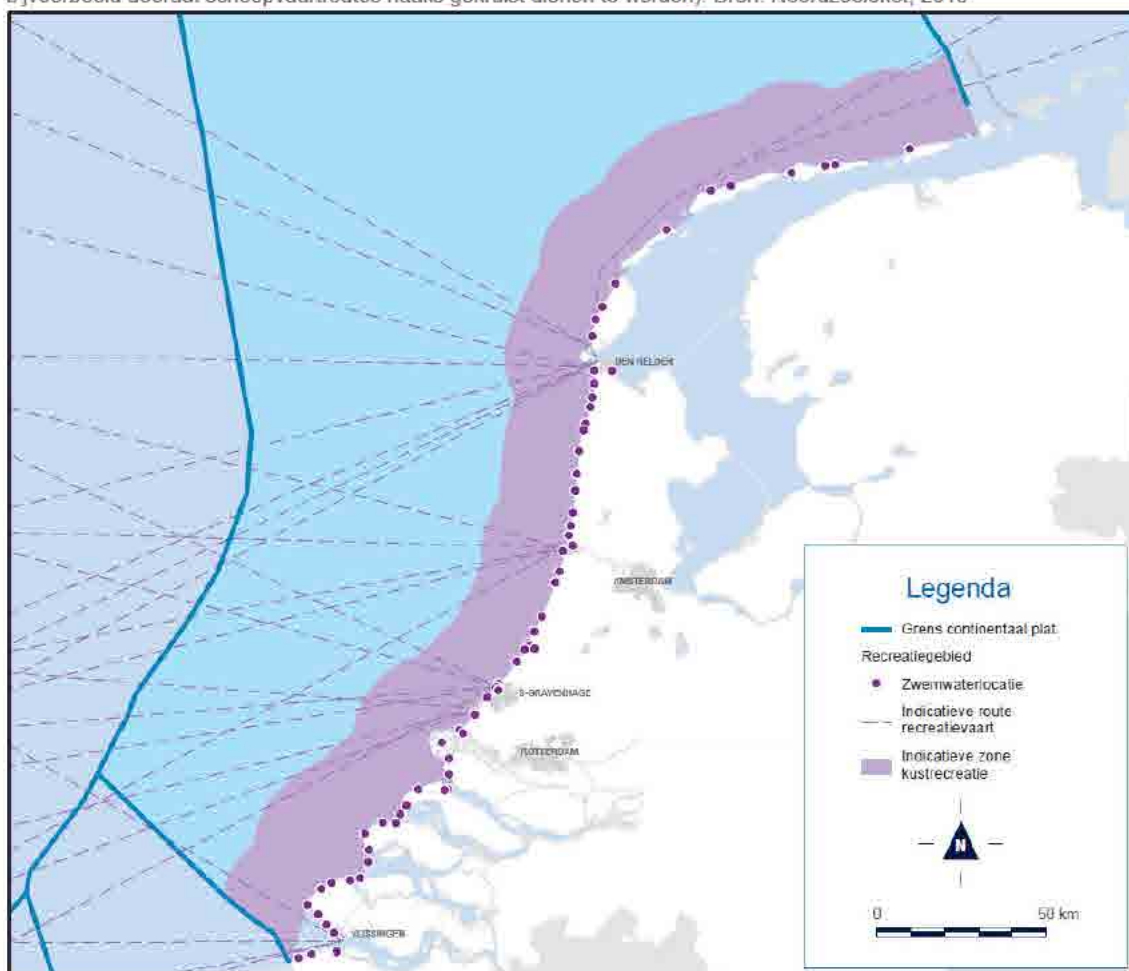
10.13.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Vanaf de kustbadplaatsen zijn windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver niet zichtbaar. Effecten op kustrecreatie kunnen daarom op voorhand worden uitgesloten. De recreatievaart en sportvisserij vanaf boten op de Noordzee kunnen wel effecten ondervinden. De recreatievaart, maar ook de grotere chartervaart, maakt voornamelijk gebruik van een 10 à 20 km brede zone langs de kust. Vanuit onder andere de havens bij Den Helder, IJmuiden, Scheveningen en Hoek van Holland worden er ook oversteken gemaakt naar Engeland met passagiersschepen.

De recreatievaart mag niet van de grote scheepvaarroutes gebruik maken. Voor het oversteken van een scheepvaarroute (verkeersscheidingsstelsel) gelden speciale regels die aanvaringen moeten voorkomen. Het is verplicht de verkeersbaan zo haaks mogelijk over te steken (zonder correctie voor wind en stroom). Dit verkort de vaartijd door het stelsel en het maakt de bedoeling van het kruisende vaartuig duidelijk.

Het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver wordt gebruikt door recreatieve passagiersschepen tussen Nederland en Engeland (zie Figuur 10.22). De windparken zelf zijn, met uitzondering van bestemmingsvaart, niet toegankelijk. In de verkaveling van windenergiegebied IJmuiden Ver is hier rekening mee gehouden door het reserveren van ruimte voor een toekomstige clearway. Deze beoogde passage voor de scheepvaart ligt langs de noordelijke grens van de kavels III en IV en is afgestemd op huidige vaarroutes. Hierdoor is het mogelijk om het windenergiegebied IJmuiden Ver veilig en ongehinderd te passeren. Ook visserijsschepen mogen hiervan gebruik maken.

Figuur 10.22 Indicatieve routes recreatievaart Noordzee (de exacte vaarbewegingen zijn veelal niet in één rechte lijn, bijvoorbeeld doordat scheepvaarroutes haaks gekruist dienen te worden). Bron: Noordzeeloket, 2018



10.13.2 Effectbeschrijving

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud

Kustrecreatie

Er zijn geen effecten op kustrecreatie, omdat de daarvoor gebruikte gebieden op grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver liggen.

Recreatievaart

Voor recreatievaart is het verboden om te varen binnen het windpark, inclusief een veiligheidszone van 500 meter daaromheen. Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt ver buiten de gebieden die doorgaans voor recreatievaart worden gebruikt, maar kan wel hinder veroorzaken voor passagiersschepen tussen Nederland en Engeland. Desondanks bestaat de kans dat een windpark in kavel I in beperkte mate resulteert in omvaren voor de recreatievaart. Het toewijzen van een clearway, zoals voorgenomen in het Noordzee Akkoord, zal de noodzaak tot omvaren voor een groot deel kunnen mitigeren. De effecten op recreatievaart worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting (alternatief 1 of alternatief 2) van het windpark heeft hier geen invloed op.

Omdat er meer obstakels op zee worden geplaatst waar recreatievaartuigen tegenaan kunnen varen (namelijk de turbines), zal de kans op aanvaringen voor recreatievaart en sportvissers licht toenemen. Dat effect wordt verder in hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid beschreven.

Het windpark kan een aantrekkende werking hebben op recreanten met boten. Dit kan gevaar opleveren wanneer recreanten, in strijd met de regels, te dicht bij de windturbines komen en in aanvaring komen met een windturbine. Dit risico is ten opzichte van het veel grotere vrachttransport (zie hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid) beperkt van omvang, gezien de lagere massa en de grotere wendbaarheid van recreatievaartuigen.

10.14 Cultuurhistorie en archeologie

10.14.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Verspreid over de Noordzee kunnen cultuurhistorische en archeologisch waardevolle objecten op of in de bodem voorkomen. Deze mogelijke archeologische waarden kunnen bijvoorbeeld scheeps- of vliegtuigwrakken zijn. Vaak moet er nog vastgesteld worden of deze objecten daadwerkelijk als archeologische waarden gezien moeten worden en is de locatie ervan niet precies bekend. Tijdens de installatie van windturbines, funderingen en kabels mogen archeologische waarden niet aangetast worden. Wanneer vissers of andere Noordzee gebruikers contact maken met mogelijke archeologische waarden, wordt dit gerapporteerd en opgenomen in een database van Rijkswaterstaat. Het object krijgt daarbij een NCN-nummer toegewezen.

Conform de Erfgoedwet (2016) is het verplicht om archeologisch onderzoek uit te voeren, waarin de aanwezigheid van mogelijke archeologische waarden wordt onderzocht. De eerste stap is het archeologische bureauonderzoek, dat tot doel heeft de archeologische verwachting voor het gebied te bepalen. De resultaten hiervan, en die van het geofysische vervolgonderzoek in het veld, worden hieronder gepresenteerd voor zover zij relevant zijn voor dit MER. Figuur 10.24 geeft de resultaten hiervan weer.

Archeologisch bureauonderzoek

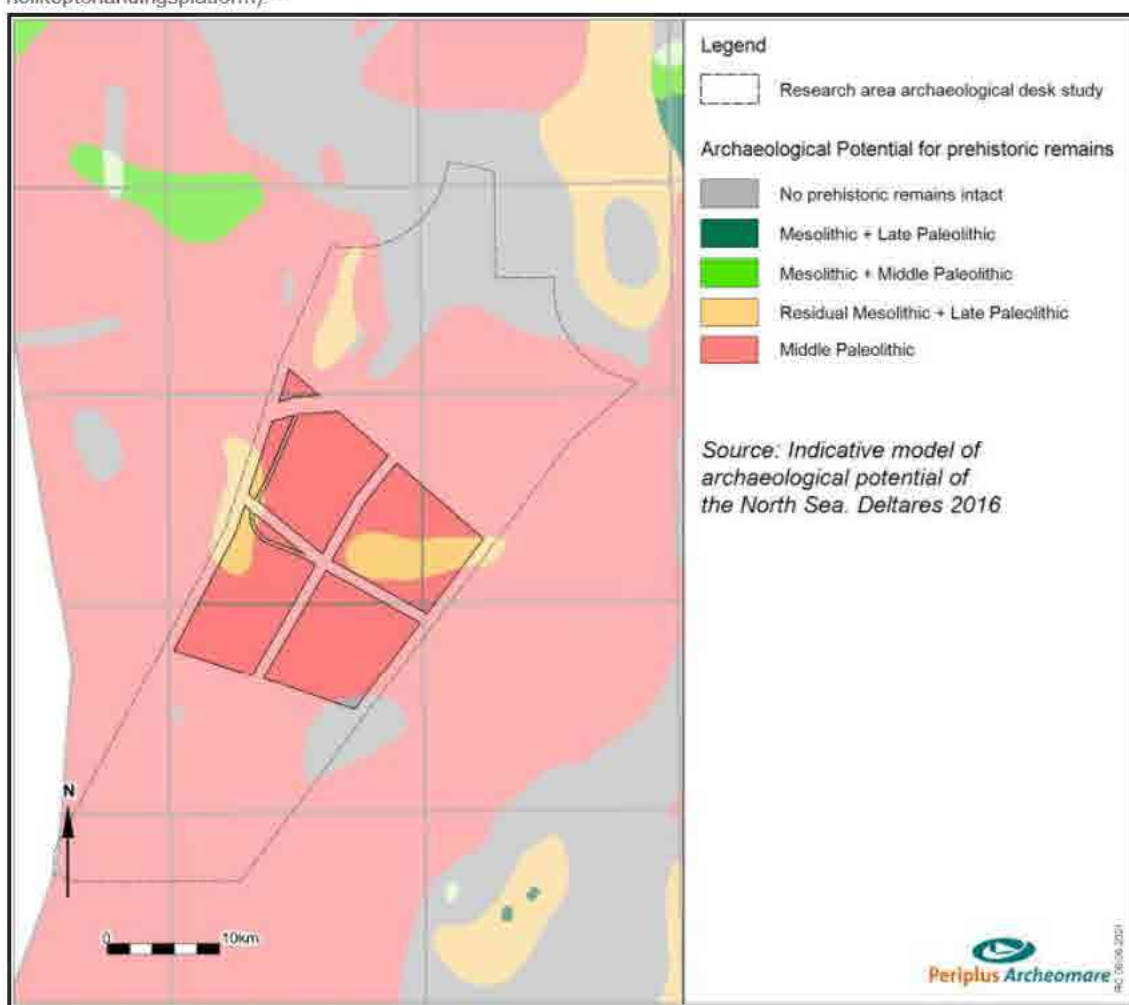
Het windenergiegebied IJmuiden Ver heeft een hoge archeologische verwachting voor de aanwezigheid van (resten van) scheepswrakken en gevechtsvliegtuigen uit de Tweede Wereldoorlog. Het is ook waarschijnlijk dat er plaatselijk goed bewaarde prehistorische landschappen liggen, met hieraan gerelateerde resten van paleolithische en vroeg-mesolithische kampplaatsen.

Er zijn in totaal 37 contacten met mogelijke archeologische waarden gerapporteerd in de directe omgeving van het windenergiegebied IJmuiden Ver. Bij 8 daarvan is vastgesteld dat het object geen archeologische

waarde kent. De overige 29 contacten zijn mogelijk wel van archeologische waarde. Daarnaast zijn er in de Tweede Wereldoorlog veel vliegtuigen in de Noordzee neergestort. Vele honderden daarvan zijn nog niet gelokaliseerd en het is aannemelijk dat deze ook binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver aanwezig zijn.

Figuur 10.23 laat de gebieden zien waar mogelijk prehistorische resten met archeologische waarden verwacht kunnen worden. Het betreffen mogelijke resten uit het late paleolithische en mesolithische tijdperk, waarvan ze naar verwachting voorkomen in de volgende bodemstructuren: de Boxtel Formatie, het Bruine Bank Laagpakket en Stuwallen.

Figuur 10.23 Gebieden met archeologische verwachtingen van prehistorische resten (excl. vrij te houden zone helikopterlandingsplatform).¹⁰⁸



Geofysisch veldonderzoek

Als aanvulling op het archeologische bureauonderzoek is er een geofysisch veldonderzoek uitgevoerd naar de archeologische waarden in windenergiegebied IJmuiden Ver.¹⁰⁸ Hierbij hebben

¹⁰⁸ Periplus Archeomare, IJmuiden Ver Wind Farm Zone – an archaeological assessment of geophysical survey data, July 2021.

onderzoeksschepen een grote hoeveelheid geofysische data van het gebied verzameld met verschillende sensoren (side scan sonar, magnetometer, multibeam echosounder en subbottom profiler). Er is ook gekeken naar de ligging van prehistorische landschappen waar mogelijk archeologische waarden in aanwezig kunnen zijn.

De resultaten geven een aantal concrete aandachtspunten waarmee rekening gehouden moet worden tijdens de aanleg van een windpark in het gebied. Zo bevestigen de onderzoeksdata de locatie van 4 bekende NCN-wrakken die als archeologische waarden gezien moeten worden. Daarnaast zijn er 4 nieuwe, potentieel waardevolle objecten aangetroffen die niet in het bureauonderzoek naar voren kwamen. Er zijn ook 261 magnetische objecten aangetroffen die mogelijk van archeologische waarde zijn. Het onderzoek adviseert om binnen een zone van 100 meter rondom deze locaties geen bodemversturende werkzaamheden uit te voeren.

Er bestaat altijd een kans dat archeologische waarden pas worden ontdekt tijdens de aanleg van een windpark als deze dieper in de bodem liggen. Het onderzoek adviseert om de werkzaamheden onder passieve archeologische begeleiding uit te voeren, waarbij er ten alle tijden een archeoloog opgeroepen kan worden. Daarmee kan vertraging in de aanleg voorkomen worden en worden voldaan aan de Erfgoedwet.

10.14.2 Effectbeschrijving

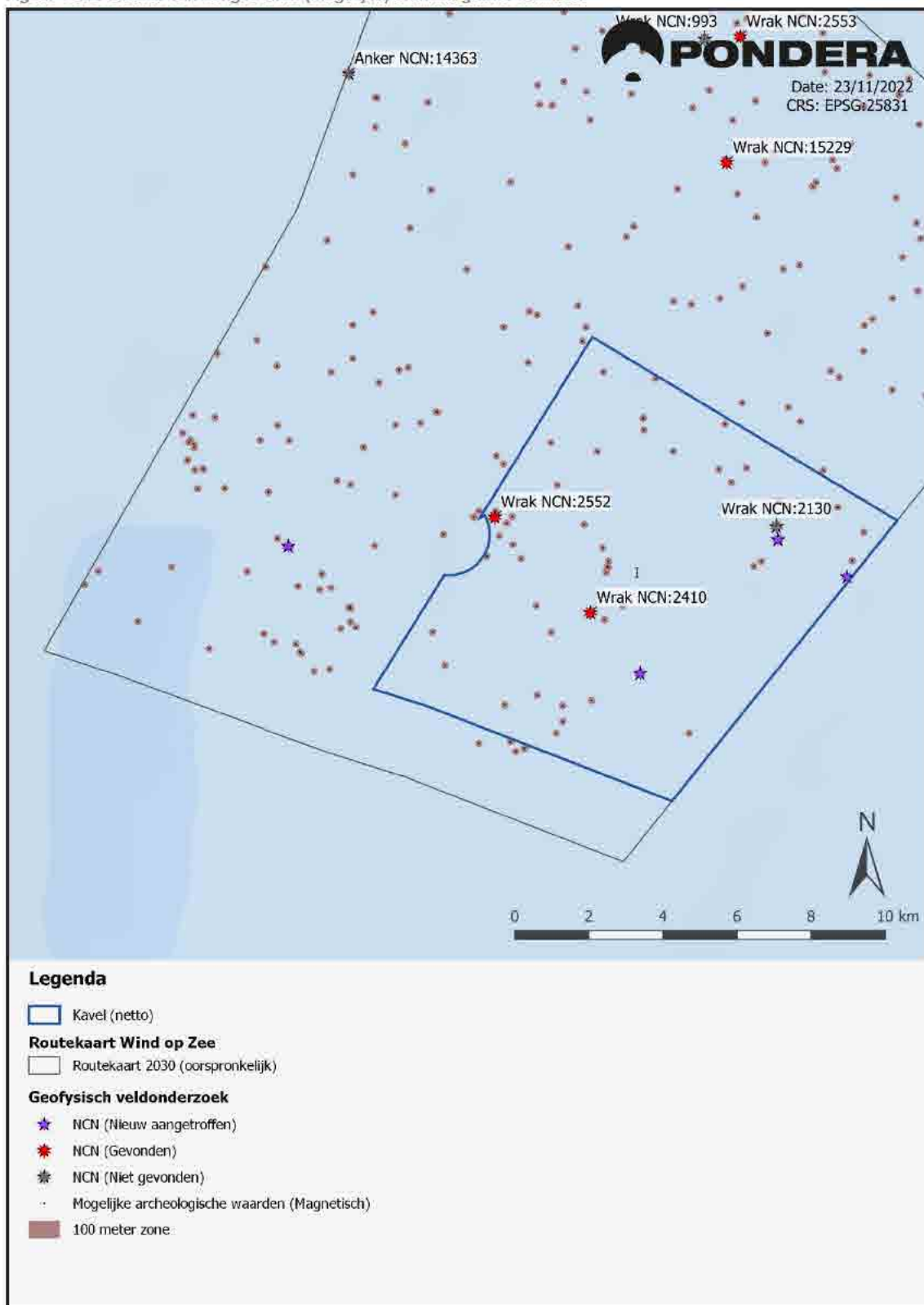
Binnen de kavel zijn verschillende objecten aangetroffen die als (mogelijke) archeologische waarden beschouwd moeten worden (Figuur 10.24). De kans bestaat dat er tijdens de aanleg van het windpark en de parkbekabeling archeologische waarden worden aangetast. Deze kans is, naast aanwezigheid van archeologische waarden, afhankelijk van de diepte van de funderingen en de oppervlakte van de funderingen en de erosiebescherming.

Diepe archeologische waarden kunnen worden aangetast door de oppervlakte van de funderingen die diep de bodem in gaan. De totaaloppervlakte van de funderingen dat diep de bodem in gaat bedraagt minimaal 1.421 m² voor een tripod fundering (15 MW), tot 35.343 m² voor een suction bucket fundering (20 MW) (zie Tabel 10.1). Ten opzichte van de gehele kaveloppervlakte is dit zeer gering. Daarom is de kans dat er tijdens het aanbrengen van de funderingen diepe archeologische resten worden aangetast ook zeer gering.

Ondiepe archeologische resten kunnen door de totaaloppervlakte aan funderingen en erosiebescherming en door het ingraven van de parkbekabeling, worden aangetast. Het toepassen van gravity based funderingen en suction bucket funderingen (20 MW) heeft met 884.000 m² de grootste totaaloppervlakte aan funderingen en erosiebescherming (zie Tabel 10.1). Ook deze oppervlakte is, ten opzichte van de gehele kaveloppervlakte, zeer gering. Bovendien zijn de locaties van ondiepe archeologische waarden bekend.

In een zone van 100 meter rondom (mogelijke) archeologische waarden mogen geen bodemberoerende activiteiten plaatsvinden. Daaronder valt dus ook het plaatsen van windturbines. In overleg met Rijkswaterstaat is het wellicht mogelijk om deze zones voor specifieke situaties te verkleinen. Daarbij bestaat de kans dat deze objecten met mogelijke archeologische waarden niet-gesprongen explosieven (NGE'en) kunnen zijn.

Figuur 10.24 Locatie van aangetroffen (mogelijke) archeologische waarden.¹⁰⁸



Wanneer de zone van 100 meter niet vermeden kan worden, is aanvullend onderzoek nodig om de aard en waarde van het object te bepalen. Als dit aantoont dat het object niet als archeologische waarde wordt beschouwd en dat het niet om een NGE gaat, kan de 100 meter zone op die locatie vrijgegeven worden. Het kan nodig zijn om het object te ruimen. Het risico van NGE'en wordt in paragraaf 10.12 beschreven.

Indien er tijdens de aanleg van het windpark (mogelijk) archeologische waarden worden aangetroffen, dan moet dit worden gemeld aan het bevoegd gezag en de Rijksdienst voor het Cultureel Erfgoed. In overleg met het bevoegd gezag wordt dan bekeken hoe de archeologische resten zo goed mogelijk kunnen worden behouden.

De effecten op cultuurhistorie en archeologie worden voor de kavel licht negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De reden hiervoor is de aanwezigheid van (mogelijke) archeologische waarden en de noodzaak om hier rekening mee te houden. Hoewel er verschillen zijn in effecten tussen beide alternatieven (veel en weinig erosiebescherming), worden beide alternatieven gezien de geringe absolute omvang van de effecten niet onderscheidend beoordeeld.

10.15 Bestaande windparken

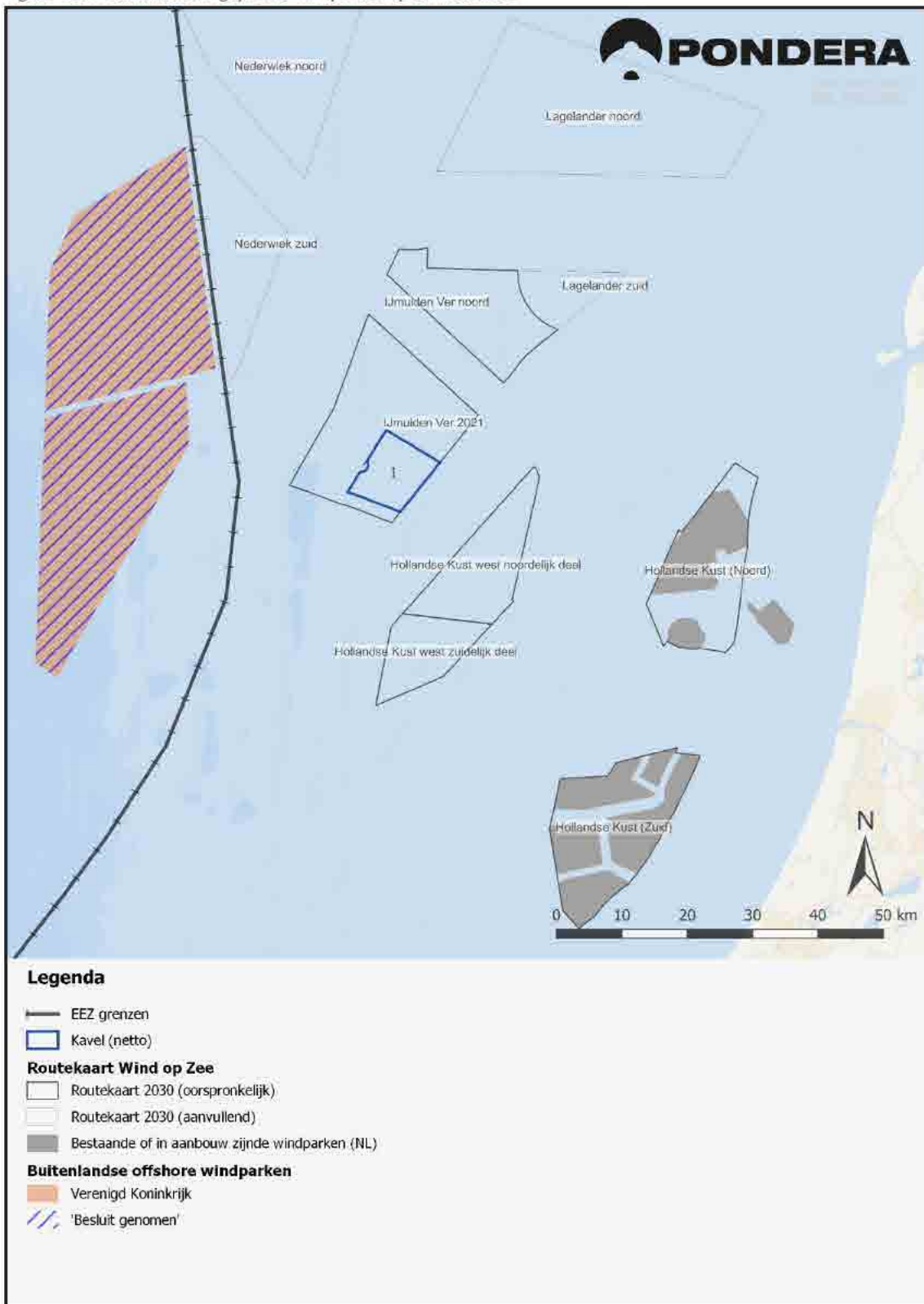
10.15.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Figuur 10.25 laat de bestaande en geplande windparken in de omgeving van windenergiegebied IJmuiden Ver zien. IJmuiden Ver zal in totaal ruimte bieden aan zes windparken van elk 1GW. Deze windparken zullen elkaar onderling beïnvloeden door windafvang. De vier zuidelijke kavels, waar Kavel I er één van is, liggen op korte afstand van elkaar en zullen onderling zorgen voor merkbare windafvang.

De windenergiegebieden Hollandse Kust (west), Nederwiek Zuid en Lagelander Zuid liggen alle binnen een afstand van circa 10 tot 15 kilometer vanaf IJmuiden Ver. Buiten het windenergiegebied bevinden zich over de Britse grens verschillende geplande windparken. Deze locaties liggen op een afstand van circa 15 tot 20 kilometer vanaf windenergiegebied IJmuiden Ver en zullen naar verwachting ook merkbare windafvangeffecten hebben.

De windafvangeffecten op de elektriciteitsopbrengst van bestaande Nederlandse en buitenlandse windparken wordt beschreven in hoofdstuk 11 - Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies.

Figuur 10.25 Bestaande en geplande windparken op de Noordzee.



10.15.2 Effectbeschrijving

Door de relatief korte afstand tot andere geplande windparken zullen er naar verwachting windafvangeffecten plaats vinden welke de opbrengsten negatief kunnen beïnvloeden. Alhoewel er bij de inrichting van windparken enigszins rekening kan worden gehouden met de aanwezigheid van andere windparken en turbines, zullen de windparken op de Noordzee impact hebben op elkaar. In hoofdstuk 11 wordt hier verder op ingegaan bij de cumulatieve effecten. Dit effect wordt beoordeeld als licht negatief (effectbeoordeling: 0/-). De mogelijke inrichting (alternatief 1 of alternatief 2) van het windpark heeft hier enige invloed op, maar niet voldoende voor een onderscheidende beoordeling.

10.16 Effectbeoordeling

Uit de voorgaande paragrafen blijkt dat er effecten optreden op overige gebruiksfuncties. De meeste effecten worden neutraal beoordeeld, omdat deze gering van omvang zijn of op voorhand uit te sluiten. Dit komt mede, doordat er bij de locatiekeuze van de windenergiegebieden al rekening is gehouden met deze gebruiksfuncties. Hieronder volgt een korte beschrijving van de effectbeoordeling per onderwerp. De effectbeoordelingen voor de indelingsalternatieven zijn daarbij niet onderscheidend (alternatief 1 met 67 x 15 MW met tripod funderingen, alternatief 2 met 50 x 20 MW met gravity based of suction bucket funderingen).

Tabel 10.8 laat voor elk onderwerp de effectbeoordeling voor kavel I zien. Uit de beoordeling blijkt dat de indelingsalternatieven niet zorgen voor een verschil in effectbeoordeling. Ten aanzien van de meeste gebruiksfuncties is sprake van geringe effecten en is de effectbeoordeling neutraal. Dit is het geval voor de effecten op mijnbouw, luchtvaart (met uitzondering van helikopterverkeer), zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, scheeps-, wal- en luchtvaartradar, kabels en leidingen, telecommunicatie, militaire activiteiten, en recreatie en toerisme.

De effecten op de visserij als geheel worden licht negatief beoordeeld. De gebiedssluiting van de kavel is gering in vergelijking met het voor vissers beschikbare areaal. Wel is het mogelijk dat individuele vissers grotere effecten ondervinden dan anderen, wanneer zij vaak gebruik maken van visbestekken binnen de kavel. De effecten voor cultuurhistorie en archeologie zijn ook licht negatief beoordeeld, door de aanwezigheid van (mogelijke) archeologische waarden waar rekening mee gehouden moet worden. Ook is er een licht negatief effect op bestaande windparken door de nabijheid van HKW, waarop beperkte windafvang plaats kan vinden.

Ten aanzien van helikopterverkeer (luchtvaart) en NGE is de beoordeling negatief. De reden hiervoor is dat de kavel door een Helikopter Main Route doorkruist wordt. De komst van een windpark beperkt de minimale vlieghoogte en maakt het noodzakelijk deze te verhogen. Binnen de kavels is de aanwezigheid van NGE'en daarnaast zeer aannemenlijk, waardoor er noodzakelijke maatregelen getroffen moeten worden. Hiermee kunnen de effecten goed gemitigeerd worden.

Tabel 10.8 Effectbeoordeling van de onderzochte onderwerpen van het milieuaspect overige gebruiksfuncties.

Onderwerp	Beoordelingscriterium	Alternatief 1 67 x 15 MW	Alternatief 2 50 x 20MW
Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Mijnbouw	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0
	Interferentie helikopterverkeer	-	-
	Interferentie Kustwacht	0	0
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortlocaties	0	0
Scheeps-, wal- en luchtvaartradar	Interferentie radar	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0	0
Telecommunicatie	Verstoring straalpaden	0	0
Militaire activiteiten en NGE	Interferentie militaire activiteiten	0	0
	Aanwezigheid niet gesprongen explosieven	-	-
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart	0	0
	Beperkingen kustrecreatie	0	0
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten	0/-	0/-
Bestaande windparken	Beïnvloeding elektriciteitsopbrengst bestaande windparken	0/-	0/-

10.17 Cumulatie

Uit de voorgaande paragrafen blijkt dat de meeste effecten op de overige gebruiksfuncties als neutraal beoordeeld zijn. Er worden wel (licht) negatieve effecten verwacht ten aanzien van de visserij, helikopterverkeer (luchtvaart), niet gesprongen explosieven (NGE), cultuurhistorie en archeologie en bestaande windparken. In cumulatie kunnen deze effecten sterker worden en ook optreden voor de andere onderwerpen die op zichzelf als neutraal zijn beoordeeld.

In deze paragraaf wordt toegelicht welke effecten, in cumulatie met andere bestaande en middels kavelbesluit vergunde windparken, te verwachten zijn. Deze cumulatieve effecten zijn te verwachten voor de visserij en in mindere mate voor archeologie, NGE en recreatievaart. De cumulatieve effecten van bestaande windparken op de elektriciteitsopbrengst worden in hoofdstuk 11 onderzocht.

Visserij

Bij de komst van meer windparken op zee neemt het totale ruimtebeslag toe. Hierdoor wordt een groter gebied gesloten voor de visserij. In totaal bedragen alle aangewezen windenergiegebieden uit de originele

en aanvullende routekaart windenergie op zee 2030 circa 8% van het NCP.¹⁰⁹ Het gebied dat daardoor verloren gaat voor de visserij betreft gemiddeld gunstige visgronden, waardoor in cumulatie sprake is van beperkte negatieve effecten voor de visserij. Omdat de demersale visserij doorgaans gebruik maakt van kleinere schepen, die minder ver en lang op zee kunnen uitvaren, zal de cumulatieve gebiedssluiting door windparken op het NCP daar meer effect op hebben dan op de pelagische visserij. Bij de locatiekeuze van toekomstige windenergiegebieden worden naar verwachting doorvaartpassages gerealiseerd. Visserijsschepen tot 46 meter mogen hier van gebruik maken waarmee de noodzaak tot omvaren beperkt wordt.

Het toekomstige cumulatieve effect van deze gebiedssluiting voor de visserij wordt mede bepaald door de toekomstige ontwikkelingen in de ecologie van de Noordzee en de beleidsmatige en sociaaleconomische context. De mogelijkheid dat er in de toekomst meer natuurgebieden worden gesloten voor de visserij, en de mogelijke sluiting van Britse wateren na 2025, vergroten dit effect. Het relatieve belang van de visgronden binnen de geplande windenergiegebieden op het NCP zal voor de Nederlandse demersale visserij dan ook toenemen naarmate andere gebieden worden afgesloten en uitwijkmogelijkheden voor de visserij verder worden beperkt.

Archeologie en NGE

Met een groter aantal turbines op de Noordzee wordt ook de kans groter dat archeologische resten worden aangetast of NGE'en worden getroffen. De realisatie van de kavels binnen windenergiegebied IJmuiden Ver vergroot deze kans, al zijn er goede mitigerende maatregelen voor beschikbaar.

Recreatievaart

Voor de recreatievaart zijn de cumulatieve effecten beperkt, omdat deze tot 24 meter wordt toegelaten binnen bepaalde windparken (Prinses Amalia Windpark en Offshore Windpark Egmond aan Zee) en er in sommige andere windparken passagemogelijkheden zijn. Daarbij maakt de recreatievaart met name gebruik maakt van de 10 à 20 km brede zone langs de kust, waardoor gebiedssluitingen verder op zee een beperkt effect hebben.

10.18 Mitigerende maatregelen

Een mogelijke maatregel die de effecten voor de visserijsector kan verzachten is de mogelijkheid voor passieve visserij binnen toekomstige windparken. Echter, onderzoeken laten vooralsnog zien dat voor de betrokken partijen in zijn geheel, de baten momenteel niet op lijken te wegen tegen de kosten.

Door de komst van een windpark in kavel I wordt de separatie-eis van de Helicopter Main Route (HMR) KY650 overschreden. De tiphoogte van turbines binnen de te onderzoeken bandbreedte bedraagt minimaal 261 meter en maximaal 305 meter. Om te voldoen aan een separatie-eis moet de minimale vlieghoogte met minimaal 111 meter en maximaal 155 meter worden verhoogd. Mitigerende maatregelen voor de interferentie op het helikopterverkeer, zoals het verplaatsen van de HMR of het aanpassen (verhogen) van de minimale vlieghoogte, zijn daarom nodig.

Ten aanzien van NGE is veldonderzoek nodig om de veiligheid te garanderen. De locatie van een windturbine en de ligging van pakbekabeling kan hier vervolgens op worden aangepast (micro-siting). Als

¹⁰⁹ Waarvan: 0,60% Borssele, 0,62% Hollandse Kust (zuid), 0,51% Hollandse Kust (noord), 0,59% Hollandse kust (west), 0,27% Ten noorden van de Wadden (totaal), 0,81% IJmuiden Ver, 0,42% IJmuiden Ver Noord, 0,99% Doordewind, 1,48% Lagelander, 1,66% Nederwiek.

dat niet mogelijk is moet het explosief worden geruimd. Zie voor de aanbevelingen het uitgevoerde bureauonderzoek van REASeuro¹⁰⁷. De negatieve effecten kunnen hiermee volledig gemitigeerd worden waardoor de effectbeoordeling neutraal wordt (effectbeoordeling: 0). Ten aanzien van archeologische waarden kan aantasting ook voorkomen worden door micro-siting.

10.19 Leemten in kennis

Het is nog niet volledig bekend hoe de luchtverkeersveiligheid van het helikopterverkeer van en naar het helikopterlandingsplatform op de TenneT platforms binnen IJmuiden Ver onderzocht of gewaarborgd worden. Het uitgangspunt is dat de hiervoor vrij gehouden ruimte, die in overeenstemming met TenneT is vastgesteld, voldoende is

Buiten de reeds genoemde onderwerpen waarop nader onderzoek plaatsvindt, zijn er voor het milieuaspect overige gebruiksfuncties geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving in dit MER.

Buiten de reeds genoemde onderwerpen waarop nader onderzoek plaatsvindt, zijn er voor het milieuaspect overige gebruiksfuncties geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving in dit MER.

11 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

11.1 Inleiding

De reden voor het bouwen van windparken op zee is de hernieuwbare elektriciteit die zij opwekken en de uitstoot van schadelijke (broeikasgassen) die daardoor vermeden wordt. Hoe hoger de elektriciteitsopbrengst, hoe beter. In tegenstelling tot de meeste andere hoofdstukken, is het onderzochte milieueffect in dit hoofdstuk dan ook positief van aard.

De hoeveelheid vermeden emissies houdt direct verband met de hoeveelheid opgewekte elektriciteit van een windpark. Hoe meer hernieuwbare elektriciteit een windpark opwekt, hoe minder niet-hernieuwbare elektriciteit door conventionele (fossiele) energiecentrales opgewekt hoeft te worden. En, hoe minder elektriciteit deze energiecentrales opwekken, hoe minder schadelijke (broeikasgas) emissies zij uitstoten.

De belangrijkste beperkende factor in de elektriciteitsopbrengst van windparken op zee is de maximale capaciteit van de aansluiting op het landelijke elektriciteitsnet. Deze bepaalt immers hoeveel van de opgewekte elektriciteit er daadwerkelijk getransporteerd en gebruikt kan worden. Voor de kavels in windenergiegebied IJmuiden Ver is de aansluitcapaciteit vastgesteld op ca. 1 Gigawatt (GW). Het totaal opgestelde vermogen van de windparken binnen deze kavels zal daar dan ook mee overeenkomen.

Daarnaast is de elektriciteitsopbrengst afhankelijk van het aantal turbines en hun maximale vermogen, het windklimaat, maar ook de opstelling en onderlinge tussenafstand van de turbines. Wanneer veel turbines erg dicht op elkaar staan zorgt dit bijvoorbeeld voor een hogere “windafvang”. Windturbines die verderop in de wind staan, kunnen daardoor minder elektriciteit opwekken.

Ondanks de complexe samenhang tussen deze verschillende factoren, kan er nog vóór de bouw van een windpark op zee een goede indicatie van de elektriciteitsopbrengst, en de daardoor vermeden emissies, worden gegeven. Voor dit MER zijn er opbrengstberekeringen voor twee situaties uitgevoerd. De eerste doorgerekende situatie betreft de huidige situatie inclusief een windpark in Kavel I, de tweede betreft een cumulatiesituatie waarbij additioneel nabijgelegen windparken zijn meegenomen waarover nog geen definitief besluit is genomen.

Hierna wordt voor kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver beschreven voor welk alternatief er is gekozen binnen de bandbreedte, volgens welk beoordelingskader dit alternatief onderzocht wordt, en ten opzichte van welk nulalternatief de beoordeling plaatsvindt. Vervolgens worden de effecten beschreven en beoordeeld, en wordt stilgestaan bij cumulatie-effecten en eventuele mitigerende maatregelen en leemten in kennis.

11.2 Te beschouwen bandbreedte en alternatieven

De fysieke omvang van een windpark bepaalt voor een belangrijk deel de negatieve milieueffecten die door het windpark optreden. In de te beschouwen bandbreedte voor dit MER staan dan ook met name onderwerpen die hierop betrekking hebben, zoals het maximaal aantal turbines per kavel of de maximale rotordiameter. Hoewel deze onderwerpen ook invloed hebben op de elektriciteitsopbrengst, hangt deze met name af van het totaal opgesteld vermogen van ca. 1 GW per kavel.

In eerdere MER's is gebleken dat het voor de elektriciteitsopbrengst niet significant is of er 1GW aan opgesteld vermogen wordt gehaald met een hoger aantal kleinere turbines (67 x 15 MW = 1.005MW), of met een kleiner aantal grotere turbines (50 x 20 MW = 1.000 MW). Daarom wordt er in dit hoofdstuk één enkel alternatief binnen de bandbreedte van dit MER onderzocht. De kenmerken van het alternatief staan in Tabel 11.1 en zijn gebruikt als invoer voor het rekenmodel van de opbrengstberekening.

Er is gekozen voor een alternatief met het maximaal mogelijke aantal turbines met een nominaal vermogen van 15 MW per turbine. Op het moment van schrijven is er nog vrijwel geen praktijkervaring of gebruiksdata van 15 MW turbines. Daarom is er in de berekeningen gebruik gemaakt van de turbinekenmerken die door de IEA zijn opgesteld voor een 15 MW referentie(onderzoeks-)turbine met een rotordiameter van 240 meter en een ashoogte van 150 meter (Offshore reference-15.000 IEA).

Tabel 11.1 Onderzocht alternatief voor Elektriciteitsopbrengst en Vermeden emissies

Onderwerp	Bandbreedte MER	Alternatief 15 MW
Aantal turbines	Maximaal 67	67
Windturbine type (referentie)	n.v.t.	Offshore reference-15.000 (IEA)
Nominaal vermogen van windturbine	Minimaal 15 MW	15 MW
Rotordiameter	236 – 280 m	240 m
Tiplaagte	Minimaal 25 m	30 m
Tiphoogte	Maximaal 305 m	270 m
Ashoogte	n.v.t.	150 m

Voor de ontwikkeling van windenergie geldt dat het maximale nominale vermogen van de nieuwste generatie windturbines steeds verder toeneemt. De vermogensdichtheid van het rotoroppervlak geeft een relatie tussen rotordiameter en het nominaal vermogen van een turbine. Tabel 11.2 laat deze relatie zien voor verschillende afmetingen en vermogens en biedt een houvast voor mogelijke afmetingen die toekomstige turbines met een nominaal vermogen tot 20 MW kunnen hebben.

De gekozen referentieturbine, met een nominaal vermogen van 15 MW en een rotordiameter van 240 meter heeft een vermogensdichtheid van ca. 330 tot 340 W/m². Een 20 MW turbine met een vergelijkbare vermogensdichtheid zal dan een rotordiameter van circa 278 tot 274 meter kennen.

Tabel 11.2 Relatie tussen rotordiameter, nominaal vermogen, en de vermogensdichtheid van het rotoroppervlak. Rotordiameters buiten de bandbreedte van dit MER zijn grijs gearceerd. Bron: ECN.

Vermogensdichtheid rotoroppervlak (W/m ²)	Nominaal vermogen van turbine					
	15 MW	16 MW	17 MW	18 MW	19 MW	20 MW
250	276	285	289	297	305	313
260	271	280	289	297	305	313
270	266	275	283	291	299	307
280	261	270	278	286	294	302
290	257	265	273	281	289	296
300	252	261	269	276	284	291
310	248	256	264	272	279	287
320	244	252	260	268	275	282
330	241	248	256	264	271	278
340	237	245	252	260	267	274
350	234	241	249	256	263	270
360	230	238	245	252	259	266
370	227	235	242	249	256	262
380	224	232	239	246	252	259
390	221	229	236	242	249	256
400	219	226	233	239	246	252
410	216	223	230	236	243	249
420	213	220	227	234	240	246
430	211	218	224	231	237	243
440	208	215	222	228	234	241
450	206	213	219	226	232	238
460	204	210	217	223	229	235
470	202	208	215	221	227	233
480	199	206	212	219	224	230
490	197	204	210	216	222	228
500	195	202	208	214	220	226
510	194	200	206	212	218	223
520	192	198	204	210	216	221

11.3 Beoordelingskader

De beoordelingscriteria die gebruikt worden om de effecten op de elektriciteitsopbrengst en de vermeden emissies te beoordelen staan in Tabel 11.3 en zijn kwantitatief van aard.

Tabel 11.3 Overzicht deelaspecten en beoordelingscriteria voor Elektriciteitsopbrengst en Vermeden emissies

Deelaspecten	Beoordelingscriteria
Elektriciteitsopbrengst	Elektriciteitsopbrengst [MWh per jaar]
	CO ₂ -emissie reductie [ton per jaar]
Vermeden emissies	SO ₂ -emissie reductie [ton per jaar]
	NO _x -emissie reductie [ton per jaar]

11.4 Berekende situaties

Een windpark in Kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver kan door 'windafvang' negatieve effecten hebben op de opbrengst van andere windparken op zee. Op diezelfde wijze kan een windpark in Kavel I dit ook ondervinden van andere parken. Het wel of niet meenemen van deze windparken in de opbrengstberekeringen kan de berekende elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies beïnvloeden.

In de berekeningen wordt daarom rekening gehouden met twee scenario's. De huidige situatie omvat alle windparken die gerealiseerd of in aanbouw zijn, of waarvoor een definitief kavelbesluit is genomen. Omdat het effect van windparken die verder liggen dan 50 kilometer minimaal is, worden die niet in de berekening meegenomen. Van alle Nederlandse windparken binnen 50 kilometer zijn op het moment van schrijven enkel voor het noordelijke deel van Hollandse kust (west) definitieve kavelbesluiten genomen.

De cumulatiesituatie omvat alle windparken uit de Routekaart 2030, en de ontwikkelingen in het buitenland. Ook voor de cumulatiesituatie geldt dat windparken verder dan 50 kilometer niet zijn meegenomen.

In de huidige situatie zijn, naast het windpark in Kavel I, windparken in twee gebieden meegenomen:

- het noordelijke deel van windenergiegebied Hollandse kust (west) met een opgesteld vermogen van 1,42 GW
- het Engels windenergiegebied Wind Farm East Anglia 3 met een opgesteld vermogen van 1,4 GW¹¹⁰.

In de cumulatiesituatie zijn, naast de windparken uit de huidige situatie, ook de windparken in de volgende windenergiegebieden meegenomen:

- de overige drie kavels binnen windenergiegebied IJmuiden Ver met een gezamenlijk opgesteld vermogen van 3 GW,
- twee kavels binnen windenergiegebied IJmuiden Ver noord met een gezamenlijk opgesteld vermogen van 2 GW,
- een kavel binnen het zuidelijke deel van windenergiegebied Hollandse kust (west) met een opgesteld vermogen van 760 MW,
- het windenergiegebied Nederwiek Zuid met een opgesteld vermogen van 2 GW, en

¹¹⁰ WF East Anglia 3 heeft de status "Consented". Bron: <https://www.thecrownestate.co.uk/en-gb/wat-we-do/asset-map/>, geraadpleegd 13-04-2022

- twee Britse windenergiegebieden binnen Norfolk Vanguard East en Norfolk Boreas met een opgesteld vermogen van 3,6 GW (twee keer 1,8 GW).

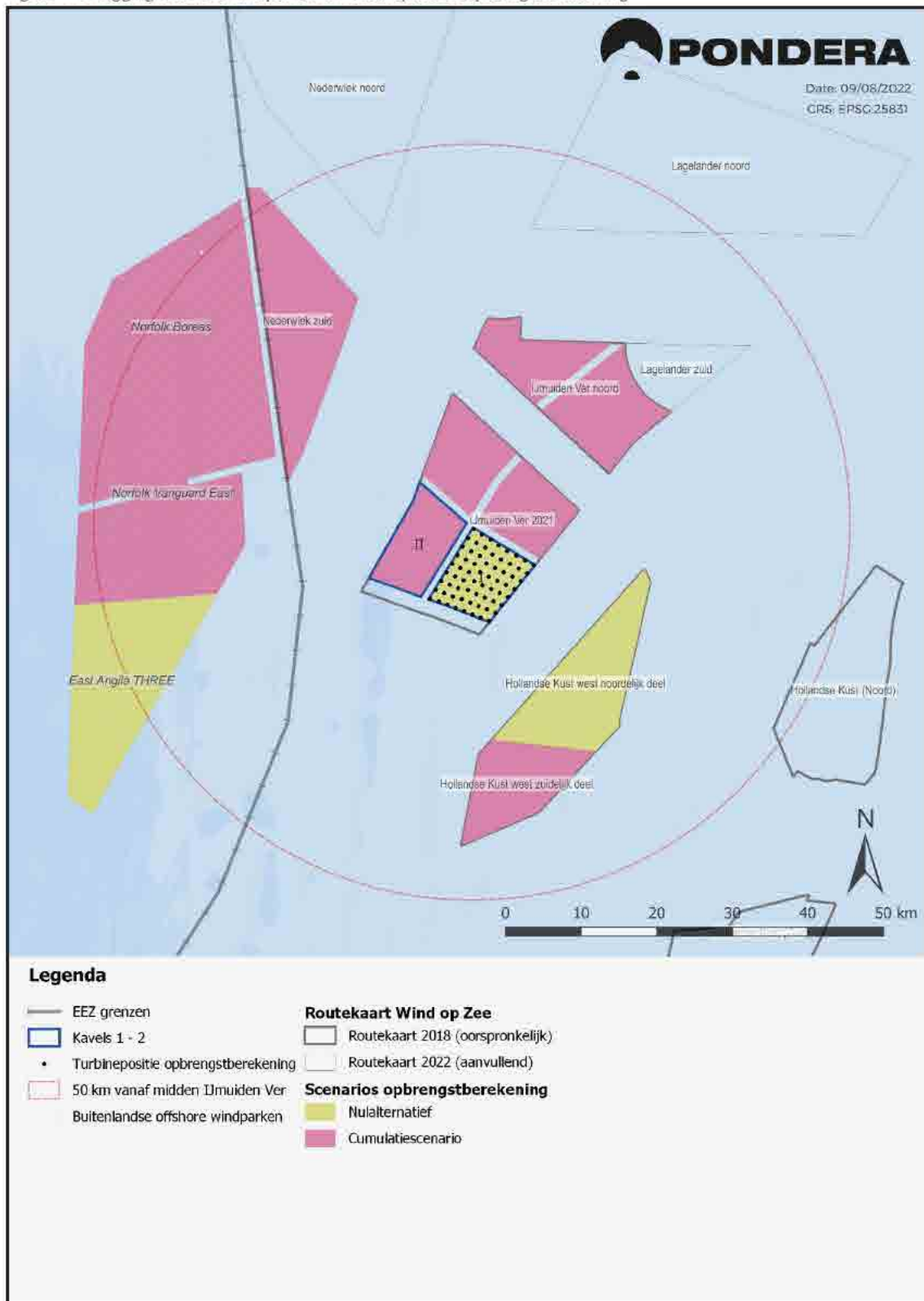
In Tabel 11.4 is aangegeven welke windparken in de opbrengstberekeringen zijn meegenomen voor de huidige situatie, inclusief een windpark in Kavel I. Ook is er aangegeven welke windparken er daarnaast zijn meegenomen in de opbrengstberekening van de cumulatiesituatie (zie ook 11.7 Cumulatie).

Tabel 11.4 Kavels van windenergiegebieden op zee die onderdeel zijn van het nulalternatief of het cumulatiescenario

Windenergiegebied, kavel(s)	Land	Opgesteld vermogen	Meegenomen in
IJmuiden Ver Kavel I	NL	1 GW	Huidige situatie + cumulatiesituatie
Wind Farm East Anglia 3	GB	1,4 GW	Huidige situatie + cumulatiesituatie
Hollandse Kust (west) kavel VI - VII	NL	1,42 GW	Huidige situatie + cumulatiesituatie
Hollandse Kust (west) kavel VIII ¹¹¹	NL	0,76 GW	Cumulatiesituatie
IJmuiden Ver Kavel II-III-IV	NL	3 GW	Cumulatiesituatie
IJmuiden Ver Noord kavel V-VI	NL	2 GW	Cumulatiesituatie
Nederwiek Zuid	NL	2 GW	Cumulatiesituatie
Norfolk Vanguard East	GB	1,8 GW	Cumulatiesituatie
Norfolk Boreas	GB	1,8 GW	Cumulatiesituatie

¹¹¹ De tenderdatum voor dit windenergiegebied is indicatief.

Figuur 11.1 Ligging Offshore windparken en turbineposities opbrengstberekening



11.5 Effectbeschrijving

Het vermogen van een windturbine wordt uitgedrukt in megawatt (MW). De netto elektriciteitsopbrengst van een windturbine wordt uitgedrukt in MWh of kWh en hangt hoofdzakelijk af van een aantal factoren:

- De locatie van de turbine: op open zee waait het harder dan op land;
- Het rotoroppervlak: hoe langer de bladen, des te groter het rotoroppervlak en hoe meer wind wordt omgezet in elektriciteit;
- Oriëntatie van de opstelling ten opzichte van de overheersende windrichting (zuidwesten) en onderlinge afstand tussen de windturbines bepalen de mate waarin de ene windturbine wind afvangt voor de andere (zogeffect);
- De hoogte van de windturbine: op grotere hoogte waait het harder en is de windstroom minder turbulent.

De afstand tussen de turbines en de oriëntatie van het windpark zijn bepalende factoren voor de 'windafvang'. Dit zogenaamde zogeffect (of wake-effect) is het effect waarbij het windveld van een turbine wordt verstoord door de aanwezigheid van andere turbines. Door zogeffecten neemt de opbrengst van een windpark af. Zogeffecten worden kleiner naarmate de afstand tussen windturbines groter wordt. De te verwachten energieopbrengst is tevens afhankelijk van de bedrijfszekerheid van de windturbines en hangt mede af van weersomstandigheden en seizoenen (het windklimaat).

11.5.1 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

Om de vergelijking tussen hernieuwbare en conventionele (fossiele) energiebronnen te maken voor wat betreft reductie van schadelijke (broeikasgas) emissies, wordt de substitutiemethode van RVO gebruikt zoals beschreven in het Protocol Monitoring Hernieuwbare Energie – Herziening 2015. Met deze methode wordt elke bijdrage van een hernieuwbare energiebron teruggerekend naar de theoretische energie-inhoud van de te vervangen conventionele energiebron. Dit is het vermeden verbruik van fossiele primaire energie.

Deze substitutiemethode maakt het mogelijk de verschillende energiebronnen (en ook warmte, elektriciteit en gas) op gelijke basis met elkaar te vergelijken en sluit aan bij de gedachte dat het verbruik van hernieuwbare energie vooral als gewenst wordt gezien vanwege het vermijden van het verbruik van fossiele primaire energie en de gerelateerde broeikasgasemissies. De reductie van CO₂, NO_x en SO₂ wordt bepaald aan de hand van de elektriciteitsopbrengst en emissiefactoren per hoeveelheid geproduceerde energie. De in dit hoofdstuk gebruikte kentallen en toelichting zijn weergegeven in Tabel 11.5.

Tabel 11.5 Kentallen substitutiemethode vermeden emissies

Kentallen	Waarde	Toelichting
Elektriciteitsverbruik per woning	2.730 kWh per jaar	Woning is gedefinieerd als BAG-object met woonfunctie. (CBS, referentiejaar 2021).
Rendement elektriciteitscentrales	46,9 %	Elektrisch rendement op primaire fossiele energie (Lower Heating Value). (CBS, referentiejaar 2019).
Emissiefactor CO2	64,0 kg/GJ	Uitstoot per GJ geproduceerde primaire energie door centrale, stationaire energiebronnen. (CBS, referentiejaar 2019).
Emissiefactor NOx	0,03 kg/GJ	Uitstoot per GJ geproduceerde primaire energie door centrale, stationaire energiebronnen. (CBS, referentiejaar 2019).
Emissiefactor SO2	0,02 kg/GJ	Uitstoot per GJ geproduceerde primaire energie door centrale, stationaire energiebronnen. (CBS, referentiejaar 2019).

In Tabel 11.6 is de energieopbrengst van het onderzochte alternatief weergegeven. Ook de emissiereductie van CO₂, NO_x en SO₂ zijn berekend en zijn uitgedrukt in ton per jaar. De energieopbrengstwaarden zijn berekend met het rekenmodel WindPro en zijn hier nadrukkelijk ter indicatie opgenomen, aangezien de opbrengst afhankelijk is van het daadwerkelijk te bouwen windturbintype en de uitgangspunten als parkeffecten en windsnelheid.

Bij de bepaling van de energieopbrengst wordt onderscheid gemaakt tussen bruto-, park- en netto energieopbrengst. De bruto energieopbrengst is de opbrengst zonder (omgeving gerelateerde) opbrengstverliezen. De park energieopbrengst neemt alleen de verliezen door zogeffecten mee. In bijlage 10 zijn de berekeningen van de bruto- en park energieopbrengst uit WindPro opgenomen. Naast zogeffecten leiden andere factoren ook tot opbrengstverliezen. Op basis van expert judgement zijn verliespercentages ingeschat. Dit zijn schattingen op basis van ervaring bij andere windparken. De netto energieopbrengst houdt rekening met al deze verliespercentages.

Tabel 11.6 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies op basis van de gekozen referentieturbine (daadwerkelijke turbinekeuze vindt later plaats door de vergunninghouder).

Onderwerp	Resultaat Alternatief 15 MW
Gemiddelde windsnelheid op ashoogte	10,1 m/s
Bruto elektriciteitsopbrengst	5.465.640 MWh/j
Zogverlies	12,8 %
Park elektriciteitsopbrengst	4.766.665 MWh/j
Beschikbaarheidsverliezen	5,2 %
Prestatieverliezen	2,0 %
Elektraverliezen	3,6 %
Omgevingsverliezen	2,5 %
Curtaiment-verliezen	0 %
Totale verliezen t.o.v. bruto opbrengst ¹¹²	23,8 %
Netto elektriciteitsopbrengst	4.163.872 MWh/j

¹¹² Het totale verliespercentage is niet gelijk aan de som, maar aan het product van individuele verliezen. Dit komt doordat de verliezen onderling afhankelijk zijn. Het totale verliespercentage wordt gevonden met de volgende formule: Totale verliezen = 1-(1-P1)*(1-P2)*...*(1-Px) met Px = individueel opbrengstverlies X uitgedrukt in %.

CO ₂ -reductie	2.022.006 ton/j
NO _x -reductie	1.081 ton/j
SO ₂ -reductie	630 ton/j

11.5.2 Benodigde energie voor productie, bouw, onderhoud en verwijdering

Het bouwen, onderhouden en verwijderen van een windpark kost energie en heeft daarmee een impact op het milieu. Al binnen één jaar tijd heeft een windpark méér energie opgewekt dan er wordt gebruikt in zijn hele levenscyclus. Deze energetische terugverdientijd van windturbines en windparken wordt door al een ruime tijd door verschillende (wetenschappelijke) bronnen bevestigd.^{113,114,115}

Ter indicatie, Siemens Gamesa Renewable Energy heeft voor offshore windpark met 8 MW turbines een levenscyclusbeoordeling (Life Cycle Assessment – LCA) uit gevoerd volgens internationale standaarden.¹¹⁶ Daarbij wordt bekeken welke energie en materialen er gedurende de hele levenscyclus van het windpark nodig zijn, en welke milieu-impact die hebben. Daaruit blijkt een energetische terugverdientijd van circa 7 maanden. Tijdens de hele levenscyclus produceert het windpark ruim 40 keer meer energie dan het gebruikt. Zolang in de levenscyclus ook fossiele brandstoffen worden gebruikt heeft windenergie een kleine, indirecte CO₂ uitstoot.

De CO₂ uitstoot over de hele levenscyclus van het hierboven onderzochte windpark bedraagt 6 gram per kWh. Voor kolencentrales ligt dit circa tussen de 700 en 1.700 gCO₂eq/kWh, en voor gascentrales tussen de 300 en 900 gCO₂eq/kWh.¹¹⁷ Van de totale milieu-impact van het onderzochte windpark, uitgedrukt in gram CO₂-equivalent per kWh, is 71% afkomstig van het winnen van grondstoffen en de verwerking ervan tot de juiste materialen, met name staalproductie (44%). Het bouwen van de componenten heeft hierin een bijdrage van 6%, en de installatie en exploitatie 23%. De ontmanteling van het windpark kan deze milieu-impact met bijna 20% reduceren wanneer de gebruikte materialen gerecycled worden. Voor een verdere reductie zijn afspraken tussen alle partijen in de waardeketen nodig.

11.5.3 Bijdrage aan Nederlandse doelstelling voor duurzame energie

Het aandeel hernieuwbare energie in het totale energieverbruik bedroeg 11,5% in 2020¹¹⁸. De Rijksoverheid wil het percentage duurzame energie laten groeien. De Rijksoverheid heeft zich tot doel gesteld in 2023 16% van de verbruikte energie duurzaam op te wekken.

¹¹³ Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: Int. J. Sustainable Manufacturing, Vol. 3, No. 2, 2014, <http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf>

¹¹⁴ Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: Int. J. Sustainable Manufacturing, Vol. 3, No. 2, 2014, <http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf>

¹¹⁵ Banou, A., Laurent, A., & Olsen, S. I. (2016). Life cycle assessment of onshore and offshore wind energy - from theory to application. Applied Energy, 180, 327-337. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.058>

¹¹⁶ Simens Gamesa Renewable Energy, A clean energy solution – from cradle to grave, Environmental Product Declaration SG 8.0-167 DD.

¹¹⁷ IPCC 2014, Chapter 7 – Energy Systems. Bron: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_chapter7.pdf Geraadpleegd 10-08-2022.

¹¹⁸ Hernieuwbare energie; verbruik naar energiebron, techniek en toepassing. Bron: <https://www.cbs.nl/nl-nl/c/jfers/detail/84917NED>. Geraadpleegd 13-04-2022

Voor het berekenen van de bijdrage van het windpark aan een duurzame energieproductie is uitgegaan van het verbruik in 2020. Toen bedroeg het landelijke energieverbruik 1.994 PJ (waarvan ca. één vijfde elektriciteit) Dit is gelijk aan 540 TWh en wordt ook wel het totaal bruto energetisch eindverbruik genoemd. Kavel I in windenergiegebied IJmuiden Ver levert met een energieproductie van 4.195 GWh (Alternatief 15 MW) een extra bijdrage van 0,77 %-punt aan een duurzame energieproductie (t.o.v. van 2020) en komt overeen met het elektriciteitsverbruik van circa 1.525.000 huishoudens¹¹⁹.

11.6 Effectbeoordeling

De effecten op de deelaspecten elektriciteitsopbrengst en vermeden emissie worden zeer positief beoordeeld (effectbeoordeling: ++), zie Tabel 11.7.

Tabel 11.7 Overzicht effectbeoordeling elektriciteitsopbrengst en emissiereductie zonder mitigatie

Deelaspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling Alternatief 15 MW
Elektriciteitsopbrengst	Elektriciteitsopbrengst	++
	CO ₂ -emissie reductie	++
Vermeden emissies	SO ₂ -emissie reductie	++
	NO _x -emissie reductie	++

11.7 Cumulatie

Bij de verdere invulling van windenergiegebieden op de Nederlandse en Britse Noordzee zal de productie van duurzame energie verder toenemen. In cumulatie treden dan ook meer positieve effecten op ten aanzien van de elektriciteitsopbrengst en de vermeden emissies.

Echter, door de toename aan windparken in elkaars nabijheid nemen onderlinge zogeffecten toe. Hierdoor kunnen de elektriciteitsopbrengst, en daarmee de positieve effecten, verminderen. Om deze effecten te kunnen duiden is er een tweede opbrengstberekening uitgevoerd. Die berekening gaat niet uit van de huidige situatie, maar van de cumulatiesituatie. In Tabel 11.4 is opgenomen welke Nederlandse en Britse windparken onder dit scenario vallen.

De resultaten in Tabel 11.8 laten, ten opzichte van de huidige situatie, een toename in zogverlies zien voor kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver. Door de toename van die zogeffecten is ook de elektriciteitsopbrengst en hoeveelheid vermeden emissies kleiner. Het aantal vollasturen per jaar neemt af van 4.143 tot 3.770 dankzij de 'windafvang' van andere windparken. De zogverliezen zijn met 7,8 procentpunt toegenomen van 12,8% tot 20,6%, en de Netto elektriciteitsopbrengst neemt af met 9% van 4.164 GWh/j tot 3.789 GWh/j. De hoeveelheid vermeden emissie neemt hierdoor ook af met 9%.

Onzekerheid berekening zogverliezen

¹¹⁹ Dit is niet hetzelfde als dat de elektriciteit ook daadwerkelijk naar zoveel huishoudens toegaat en wordt gebruikt door huishouders. Dit geeft een indicatie van de omvang van de opwek, maar de elektriciteit zal het openbare elektriciteitsnetwerk voeden en worden afgenomen door in potentie alle elektriciteitsgebruikers die op het openbare elektriciteitsnetwerk zijn aangesloten.

Voor de berekening van de zogverliezen is gebruikt gemaakt van de beschikbare wake-modellen binnen windPRO. Deze zijn met name geschikt voor het modelleren van zogverlies (wakes) binnen kleinere windparken, en minder geschikt voor de cumulatieve opbrengstberekening zoals hierboven. Hoewel deze modellen zich blijven verbeteren, neemt de complexiteit van de berekeningen snel toe naarmate er een groter gebied wordt gemodelleerd waarin de opeenstapeling van wake-effecten minder goed kan worden gemodelleerd.

De praktijk leert dat de wake-verliezen in deze gevallen vaak worden onderschat, zowel in lengte van de wake als in intensiteit. De genoemde resultaten zijn gebaseerd op het PARK-2 model. Dit model is gevalideerd op basis van productiedata van bestaande windparken en heeft daardoor een empirische grondslag. Om de onzekerheid binnen de wake-modellering te tonen is een tweede model (Ainslie) gebruikt. Dit leidt tot een verschil van 2,07% op windparkniveau.

Binnen de windenergie-sector vindt veel en grootschalig onderzoek plaats om de offshore gebieden beter te kunnen modelleren en de onderliggende, vaak complexe, fysische processen beter te begrijpen. Dit toont aan dat er nog geen consensus bestaat welke methodiek het meest nauwkeurig en geschikt is. Voor het huidige MER is het doel om de verschillen aan te tonen tussen scenario's. De gebruikte modellen zijn hiervoor voldoende geschikt.

Tabel 11.8 Cumulatiescenario: elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies op basis van de gekozen referentieturbine (daadwerkelijke turbinekeuze vindt later plaats door de vergunninghouder).

Onderwerp	Resultaat Alternatief 15 MW Cumulatie
Gemiddelde windsnelheid op ashoogte	10,1 m/s
Bruto elektriciteitsopbrengst	5.465.640 MWh/j
Zogverlies	20,6 %
Park elektriciteitsopbrengst	4.336.913 MWh/j
Beschikbaarheidsverliezen	5,2 %
Prestatieverliezen	2,0 %
Elektraverliezen	3,6 %
Omgevingsverliezen	2,5 %
Curtaiment-verliezen	0 %
Totale verliezen t.o.v. bruto opbrengst ¹²⁰	30,7 %
Netto elektriciteitsopbrengst	3.788.801 MWh/j
CO ₂ -reductie	1.839.868 ton/j
NO _x -reductie	984 ton/j
SO ₂ -reductie	573 ton/j

¹²⁰ Het totale verliespercentage is niet gelijk aan de som, maar aan het product van individuele verliezen. Dit komt doordat de verliezen onderling afhankelijk zijn. Het totale verliespercentage wordt gevonden met de volgende formule: Totale verliezen = $1 - (1 - P_1) * (1 - P_2) * \dots * (1 - P_x)$ met P_x = individueel opbrengstverlies X uitgedrukt in %.

11.8 Mitigerende maatregelen

Het milieuaspect elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies kent enkel positieve milieu effecten. Daarom bestaan er geen mitigerende maatregelen. Wel is het mogelijk dat mitigerende maatregelen ten behoeve van andere milieuaspecten leiden tot een lagere opbrengst, bijvoorbeeld door stilstandvoorzieningen. Naar verwachting is het effect van deze maatregelen op de elektriciteitsopbrengst echter gering in verhouding tot de totale opbrengst van het windpark.

11.9 Leemten in kennis

Het milieuaspect elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies kent significante leemten in kennis. Naar verwachting geven de opbrengstberekeringen in dit hoofdstuk een goede indicatie van de werkelijk te behalen opbrengst. Met een windmeetcampagne kan een meer accurate benadering van het windklimaat worden gesimuleerd die leidt betrouwbaardere resultaten, echter zijn deze niet beschikbaar op het moment van schrijven en zal deze naar verwachting door de uiteindelijke vergunninghouder worden uitgevoerd. Ook zijn er momenteel geen gegevens van daadwerkelijk in productie zijnde 15 MW offshore turbines beschikbaar. Er in de berekeningen gebruik gemaakt van de turbinekenmerken die door de IEA zijn opgesteld voor een fictieve, 15 MW onderzoeks-turbine (Offshore reference-15.000 IEA). Het gebruik hiervan leidt naar verwachting niet tot significant andere resultaten.

12 Conclusie

12.1 Inleiding

Dit hoofdstuk geeft een conclusie van dit MER. In paragraaf 12.2 is kort het wettelijk kader aangegeven waaraan de bevindingen van de effectbeoordeling in de voorgaande hoofdstukken getoetst zijn. Paragraaf 12.3 geeft een overzicht van de milieubeoordeling. Paragraaf 12.4 gaat in op de cumulatie van effecten, en paragraaf 12.5 licht de effecten toe die landgrensoverschrijdend zijn. Paragraaf 12.6 geeft mogelijke mitigerende maatregelen weer. In paragraaf 12.7 is het voorkeursalternatief beschreven. Het voorkeursalternatief bestaat in dit MER uit een bandbreedte die gehanteerd wordt in het kavelbesluit inclusief te nemen mitigerende maatregelen. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een paragraaf over leemten in kennis en informatie (12.8) en een paragraaf over monitoring en evaluatie (12.9).

12.2 Toetsing aan wettelijk kader

Enige sterfte van vogels, vleermuizen en vissen en afname van populaties zeezoogdieren zijn niet op voorhand uit te sluiten. De toets die ingevolge de Wet natuurbescherming (Wnb) dient te worden uitgevoerd, wordt conform de Wet windenergie op zee geïntegreerd in het kavelbesluit. Het bevoegd gezag beschikt middels artikel 7 Wet windenergie op zee over een vrijstellingsbevoegdheid in het kader van de soortenbescherming van de Wnb. Ten behoeve van de toetsing aan de Wnb voor de gebiedsbescherming is een Passende Beoordeling uitgevoerd. Uit deze Passende Beoordeling blijkt dat significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten kunnen worden.

Kader 12.1 Stikstof

In de Passende Beoordeling is ook ingegaan op het effect van stikstofdepositie op Natura 2000-gebieden als gevolg van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark. Hieronder volgt een korte samenvatting. De AERIUS-calculator¹ kan de verspreiding van stikstofemissies door de lucht simuleren, en daarmee berekenen welke deposities hierdoor verwacht worden ter plaatse van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden. De AERIUS-calculator (versie 2022) laat enkel resultaten zien op maximaal 25 km van de emissiebron. Dit is gedaan op basis van een kabinetsbesluit (kamerbrief 9 juli 2021 (kenmerk DGS / 21173346) omdat effecten op grotere afstanden conform wetenschappelijke rapportages met de huidige rekeninzichten niet tot individuele projecten zijn toe te wijzen. Binnen deze afstand van 25 km van relevante emissiebronnen (buiten het heersende verkeersbeeld) zijn geen Natura 2000-gebieden gelegen waarbinnen stikstofgevoelige habitattypen zijn gelegen. Daarmee kan geconcludeerd worden dat er geen significant negatieve effecten als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht tijdens de aanlegfase van IJmuiden Ver kavel I.

Om toch ook een beeld te geven wat de depositie is verder dan 25 km van de relevante emissiebronnen, zijn resultaten uit AERIUS gebruikt om de depositie te extrapoleren. Op basis van de worst-case aanname van een voorzichtige procentuele afname naar mate de afstand tot de emissiebron groter wordt, is de depositiewaarde ter hoogte van de haven van IJmuiden en omliggende Natura 2000-gebieden 0,00 mol/ha/jaar. Op basis van de resultaten van deze extrapolatie is ook niet te verwachten dat de aanlegfase tot significant negatieve effecten leidt voor stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden.

Voor de exploitatiefase kan een depositie nagestreefd worden van (afgerond) 0,00 mol NO_x/ha/jaar.

De stikstofdeposities in Duitsland en België door de aanleg en het onderhoud van kavel I zijn (veel) lager dan de daar gehanteerde drempelwaarden.

Dat betekent concreet dat, binnen de kaders van de Wet natuurbescherming, kavel I op het gebied van stikstof uitvoerbaar is.

Overige wet- en regelgeving is waar relevant besproken in de diverse aspectenhoofdstukken en waar nodig vertaald naar concrete normen. Bijvoorbeeld in het hoofdstuk onderwaterleven is de normstelling beschreven om een maat voor aanvaardbare populatiereductie te bepalen voor bruinvissen. Het planologische beschermingsregime ten aanzien van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), nu genaamd Natuurnetwerk Nederland, is van toepassing op de gehele Noordzee (EEZ). In paragraaf 2.3 van bijlage 4 is aangegeven hoe de werking van het beschermingsregime voor het Natuurnetwerk Nederland (NNN) in het Nederlandse Noordzeegebied eruitziet.

12.3 Effecten binnen de bandbreedte

In de voorgaande hoofdstukken zijn de alternatieven ten opzichte van de referentiesituatie beschouwd en beoordeeld. In deze paragraaf worden de effecten binnen de alternatieven samengevat zonder uitvoering van mitigerende maatregelen voor kavel I. De alternatieven bestaan in dit MER uit de uitersten per aspect die binnen de bandbreedte mogelijk zijn. Het gaat er in dit MER niet om een keuze voor één van beide alternatieven te maken, maar om na te gaan wat de effecten zijn die kunnen optreden bij windparken die binnen de bandbreedte aangelegd worden.

De volgende tabellen geven de beoordelingen van de alternatieven voor kavel I weer per aspect naar de verschillende beoordelingscriteria. Hierbij is uitgegaan van een 7 puntenschaal (inclusief marginale effecten: 0/- en 0/+) zoals gehanteerd in de hoofdstukken met de effectbeschrijving en -beoordeling. De tabellen worden vervolgens per aspect besproken. Omdat er in dit hoofdstuk een samenvatting van de effectbeoordeling van de voorgaande hoofdstukken wordt gegeven, is de omschrijving van de beoordelingscriteria vereenvoudigd.

In dit MER is een bandbreedte beoordeeld op milieueffecten. Voor zover mogelijk in het kader van het MER is onderzocht wat de maximale bandbreedte is, waarbinnen de effecten zich kunnen voordoen. In dit licht is per aspect onderzocht wat de worst case en de best case situatie is. Deze kunnen per aspect verschillend zijn.

12.3.1 Morfologie en hydrodynamica

Voor het aspect morfologie en hydrodynamica zijn de twee alternatieven onderzocht waarvan verwacht wordt dat de milieueffecten het meest uiteen zullen lopen. Dit zijn de alternatieven waarbij het plaatsen van de fundering en het aanbrengen van de bodembescherming leidt tot de minste respectievelijk de meeste bodemberoering. Hieronder staan deze twee alternatieven beschreven. De effectbeoordeling staat in Tabel 12.1.

- Alternatief 1 (minste bodemberoering, **best case**): een 15 MW-turbine op een monopile fundering met een doorsnede van 10 meter. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.
- Alternatief 2 (meeste bodemberoering, **worst case**): een 20 MW-turbine op een gravity based fundering met een doorsnede van 50 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.

Tabel 12.1 Effectbeoordeling morfologie en hydrologie kavel I

Aspect (gedurende aanleg, onderhoud en exploitatie)	Alternatief 1 (15 MW)	Alternatief 2 (20 MW)
Golven	0	0
Waterbeweging (waterstand en stroming)	0	0/-
Waterdiepte en bodemvormen	0	0
Bodemsamenstelling	0	0
Troebelheid en waterkwaliteit	0	0
Stratificatie	0	0
Sedimenttransport	0	0
Kustverdediging	0	0

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, het gebruik, de verwijdering en het onderhoud van het geplande windpark en de kabels zijn zeer beperkt van omvang. Daarnaast zijn de effecten tijdens de aanleg en verwijdering tijdelijk van aard. De veranderingen, voor zover deze optreden, zijn zeer gering in vergelijking met de natuurlijke dynamiek van het gebied.

Door de relatief geringe afmetingen van de funderingspalen, de relatief grote onderlinge afstand tussen de windturbines en het aantal windturbines gaat het om zeer lokale veranderingen. De invloed beperkt zich tot de directe omgeving van de funderingspalen en het parkbekabelingtracé en is van tijdelijke aard. Alleen bij een gravity-based fundering (de worst case, alternatief 2) zijn de effecten door de grotere dimensies van de fundering iets groter en scoort daarmee licht negatief.

Wat betreft het verschil tussen 1 of 3 meter diep ingraven van de kabels is dat blootspoeling van de kabel eerder optreedt wanneer 1 meter diep wordt ingegraven, met als gevolg dat er een grotere kans is dat de kabel opnieuw op diepte gebracht moet worden. Echter heeft het leggen van een kabel op 3 meter diepte meer effect als het gaat om het bodemverstoorde oppervlak door de trencher en zal er verhoging van de troebelheid optreden door opgewoeld sediment wanneer 3 in plaats van 1 meter wordt ingegraven. Dit valt echter nog steeds ruimschoots binnen de grenzen van de natuurlijke dynamiek van de Noordzee.

12.3.2 Vogels en vleermuizen

Alternatief 1 (67 x 15MW turbines) leidt tot enkele tientallen vogelslachtoffers méér dan Alternatief 2 (50 x 20 MW-turbines). Dit verschil in aantal vogelslachtoffers is dusdanig gering dat het niet in de score tot uitdrukking komt. Op basis van de huidige kennis wordt verwacht dat Alternatief 1, met meer en kleinere turbines, een groter aantal vleermuisslachtoffers oplevert (naar schatting 67) dan Alternatief 2 (naar schatting 50). Alternatief 2 is daarom het meest milieuvriendelijke alternatief gezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het geringere aantal aanvaringslachtoffers dan bij het andere alternatief met meer turbines. De complete effectbeoordeling is samengevat in Tabel 12.2.

Tabel 12.2 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven voor het windpark in IJmuiden Ver op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
<u>Aanlegfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Gebruiksfase vogels</u>		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Broedende (kolonie) vogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Verwijderingsfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-

Er is ook ingegaan op het verwachte effect van tweebladige in plaats van driebladige turbines. Als er rekening wordt gehouden met het feit dat een vogel in aanraking kan komen met een wiek minder per turbine, maar de draaisnelheid gemiddeld wel wat hoger ligt van de bladen (circa 1,33x), dan treden naar verwachting minder slachtoffers op bij tweebladige turbines dan bij driebladige turbines.

12.3.3 Onderwaterleven

De effecten op bodemdieren en vissen zijn klein van omvang. Een uitzondering geldt voor Sabellaria-banken. Dit is een kritische habitat die mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort, die een rifbreedte van enkele meters kan bereiken en hiermee een habitat creëert voor andere soorten, kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd. Bij het worst case alternatief waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij de best case zal dat effect groter zijn. Daarbij beslaat een gravity based fundering een groter oppervlakte dan een monopile fundering.

Voor zeezoogdieren treden tijdens de aanleg van het windpark effecten op voor zowel bruinvissen als zeehonden vanwege het onderwatergeluid dat ontstaat door hei-activiteiten. Tijdens het heien kunnen dieren verstoord worden, doordat zij zich binnen de geluidscontour bevinden waarbinnen een verandering van het gedrag optreedt. Uit de analyse blijkt dat, bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1 μ Pa²s of 164 dB re 1 μ Pa²s op 750 meter van de geluidsbron, deze verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden, waardoor de effecten niet tot een verslechtering van de Staat van Instandhouding (Svi) leiden.

Tabel 12.3 Effectbeoordeling IJmuiden Ver onderwaterleven

Type	Fase	Effectbeoordeling	Alternatief 1	Alternatief 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
Benthos	Alle	Verstoring	0	0
		Aantasting	-	-

Type	Fase	Effectbeoordeling	Alternatief 1	Alternatief 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
		Habitatverlies	0	0
Vissen	Aanleg	Geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
		Bodemberoering: vertroebeling	0	0
		Bodemberoering: habitatdestructie	0/-	0/-
	Gebruik	Uitsluitel van visserij	0/+	0/+
		EMV door kabels	0/-	0/-
		Kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	Verwijdering	Verlies nieuw habitat	0	0
Zeezoogdieren	Aanleg	Verstoord oppervlak (km2)	0/-	0/-
		Aantal aangetaste dieren	0/-	0/-
		Aantal verstoorde dieren	0/-	0/-
		Tijdsduur van de verstoring	0/-	0/-
		Populatie-effecten	0/-	0/-

12.3.4 Scheepvaart en veiligheid

Tabel 12.4 Beoordeling scheepvaartveiligheid

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving met windturbines	-
	Gevolgschade van aanvaring en aandrijving	0/-
Scheepvaart	Uitwajmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0

Voor Kavel I van windpark IJmuiden Ver zijn berekeningen uitgevoerd om de aanvaar- en aandrijfkansen met de windturbines te bepalen. Uit deze berekeningen blijkt dat de totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor kavel I 0,0211 is. Dat komt neer op één aanvaring per 47 jaar.

Voor Kavel I is het verwachte gemiddelde aantal doden per jaar door een aanvaring of -drijving met een windturbine 0,000997 (beoordeling 0/-). Dat cijfer gaat uit van een gondel en mast die op het dek van het schip vallen.

Er zijn weinig tot geen situaties waarbij Kavel I de zichtlijnen voor kruisende schepen beïnvloedt (beoordeling 0).

Cumulatie

Er is ook gekeken naar de cumulatieve effecten op de scheepvaartveiligheid van alle windparken op zee. Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken zal

plaatsvinden) is de totale verwachte aanvaring -en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 0,987 per jaar (eens in de 1,0 jaar). Dit is het scenario uit de oorspronkelijke routekaart (t/m IJmuiden Ver I-IV) plus de versnellingsopgave, maar zonder de toekomstige routekaart 2040. Daarom is de beoordeling wat betreft kans op aanvaringen en aandrijvingen negatief (-).

12.3.5 Landschap

Voor beide kavels geldt dat de worst case turbines niet zichtbaar zullen zijn op ooghoogte. Op een hoogte van 20 meter (aan de kust) zijn de turbines theoretisch gezien zichtbaar. De meteorologische omstandigheden zullen echter vrijwel altijd de turbines aan het zicht onttrekken. Het windpark zal theoretisch minder dan 1% van de tijd (minder dan 1 dag per zomer, en op die dag minder dan 7 minuten lang) zichtbaar zijn. Zichtbaarheid wordt als neutraal beoordeeld, zie Tabel 12.5

Tabel 12.5 Beoordeling landschap

Beoordelingscriterium	Beoordeling
Zichtbaarheid in percentage van de tijd	0

12.3.6 Overige gebruiksfuncties

De meeste effecten op de overige gebruiksfuncties worden neutraal beoordeeld omdat ze gering van omvang zijn, of op voorhand uit te sluiten, Tabel 12.6. Dit komt deels doordat bij de locatiekeuze reeds rekening is gehouden met de aanwezige gebruiksfuncties. Dat geldt voor mijnbouw, luchtvaart (met uitzondering van helikopterverkeer), zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, scheeps-, wal- en luchtvaartradar, kabels en leidingen, telecommunicatie, militaire activiteiten, en recreatie en toerisme.

Tabel 12.6 Effectbeoordeling van de onderzochte onderwerp van het milieuaspect overige gebruiksfuncties

Onderwerp	Beoordelingscriterium	Alternatief 1 67 x 15 MW	Alternatief 2 50 x 20MW
Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Mijnbouw	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0
	Interferentie helikopterverkeer	-	-
	Interferentie Kustwacht	0	0
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortlocaties	0	0
Scheeps-, wal- en luchtvaartradar	Interferentie radar	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0	0
Telecommunicatie	Verstoring straalpaden	0	0
Militaire activiteiten en NGE	Interferentie Militaire activiteiten	0	0
	Aanwezigheid niet gesprongen explosieven	-	-
	Beperkingen recreatievaart	0	0

Recreatie en toerisme	Beperkingen kustrecreatie	0	0
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten	0/-	0/-
Bestaande windparken	Beïnvloeding elektriciteitsopbrengst bestaande windparken	0/-	0/-

De effecten op de visserij als geheel worden licht negatief beoordeeld. De gebiedssluiting van de kavel is gering in vergelijking met het voor vissers beschikbare areaal, maar het gebied komt wel bij het areaal dat al niet meer bevisbaar is (zoals andere windparken). Wel is het mogelijk dat individuele vissers grotere effecten ondervinden dan anderen wanneer zij vaak gebruik maken van visbestekken binnen de kavel. De effecten voor cultuurhistorie en archeologie zijn ook licht negatief beoordeeld door de aanwezigheid van (mogelijke) archeologische waarden waar rekening mee gehouden moet worden. Ook is er een licht negatief effect op bestaande windparken door de nabijheid van HKW, waarop beperkte windafvang plaats kan vinden.

Voor helikopterverkeer (Luchtvaart) en NGE is de beoordeling negatief. De reden hiervoor is dat de kavel door een Helikopter Main Route doorkruist wordt. De komst van een windpark beperkt de minimale vlieghoogte en maakt het noodzakelijk deze te verhogen. Binnen de kavels is de aanwezigheid van NGE daarnaast zeer aannemenlijk waardoor er noodzakelijke maatregelen getroffen moeten worden. Hiermee kunnen de effecten goed gemitigeerd worden.

12.3.7 Elektriciteitsopbrengst

Tabel 12.7 Overzicht effectbeoordelingen Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies zonder mitigatie

Deelaspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling Alternatief 15 MW
Elektriciteitsopbrengst	Elektriciteitsopbrengst	++
	CO ₂ -emissie reductie	++
Vermeden emissies	SO ₂ -emissie reductie	++
	NO _x -emissie reductie	++

Voor het alternatief met 15 MW turbine is een netto elektriciteitsopbrengst berekend van 4.164 GWh/jaar. Andere alternatieven met andere windturbintypes zullen ongeveer eenzelfde elektriciteitsopbrengst kunnen verzorgen. In voorgaande MERs voor de kavels bleek steeds dat een opstelling met een ander aantal turbines en vermogen per turbine maar een opgesteld totaal vermogen dat ongeveer hetzelfde was (1 GW), tot min of meer dezelfde elektriciteitsopbrengst leidde.

De genoemde elektriciteitsproductie staat gelijk aan 0,78% van het landelijk energetisch eindverbruik van 1.994 PJ (in 2020, conform totaal bruto energetisch eindverbruik, bron: CBS). Kavel I in IJmuiden Ver kan circa 1.542.000 huishoudens van elektriciteit voorzien¹²¹.

¹²¹ Dit is niet hetzelfde als dat de elektriciteit ook daadwerkelijk naar zoveel huishoudens toegaat en wordt gebruikt door huishouders. Het geeft een indicatie van de omvang van de opwek, maar de elektriciteit zal het openbare elektriciteitsnetwerk voeden en worden afgenomen door in potentie alle elektriciteitsgebruikers die op het openbare elektriciteitsnetwerk zijn aangesloten.

De bijdrage van het windpark aan de reductie van CO₂, NO_x en SO₂ is evenredig met de netto energieopbrengst. De reductie is berekend aan de hand van het gemiddelde gebruik van brandstoffen bij elektriciteitscentrales (dat is voornamelijk gas).¹²²

Waarschijnlijk zullen turbines met een hoog vermogen én een relatief grote rotor de meeste elektriciteitsopbrengst genereren. De toekomstige windparkontwikkelaar is vrij om een optimum te bepalen waarbij uiteraard ook de kostprijs een rol zal spelen.

12.4 Cumulatie

In Tabel 12.8 is kort aangegeven welke cumulatieve effecten optreden en welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit. In de eerste kolom wordt het aspect aangegeven, in de tweede kolom welke effecten in cumulatie relevant kunnen zijn en in de derde kolom wordt aangegeven welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit.

Tabel 12.8 Relevante cumulatieve effecten en gevolgen

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen kavelbesluit
Morfologie en hydrodynamica	Op het schaalniveau van het windenergiegebied IJmuiden Ver zal het effect op morfologie en hydrodynamica neutraal zijn. Uit recente studies is echter gebleken dat zeer grootschalige ontwikkeling van windenergie op de Noordzee mogelijk effect kan hebben op (het mengen van) en de waterbeweging en morfologie. In we ke mate de effecten ten aanzien van deze aspecten optreden en welke doorwerking dit heeft op overige geologische en ecologische processen is echter hoogst onzeker.	Geen gevolgen
Vogels en vleermuizen	<p><u>Vogels</u> Significant negatieve effecten in cumulatie kunnen voor alle vogelsoorten uitgesloten worden. Ook voor jan-van-gent en zilvermeeuw wordt de acceptable level of impact (ALI) voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Ook op basis van nieuwe ALI-normen kunnen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten worden, met uitzondering voor a k en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027), in het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) ook voor alk en zeekoet.</p> <p><u>Vleermuizen</u> Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn niet goed bekend. Volgens de gebru kte</p>	<p><u>Vogels</u> Er lopen verschillende onderzoeken naar mogel jke mitigerende maatregelen om de effecten te verminderen. Met die maatregelen kan mogel jk het aantal slachtoffers worden gereduceerd.</p> <p><u>Vleermuizen</u> Gebaseerd op huidige kennis, en dan vooral het ontbreken van goede informatie over het voorkomen van vleermuizen op de Noordzee enerzijds en het ontbreken van betrouwbare schattingen van populatiegroottes anderzijds, is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst case-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel.</p>

¹²² Vanwege de oorlog in Oekraïne worden er op het moment van schrijven meer kolen gebruikt voor de elektriciteitsopwekking. De berekeningen in dit hoofdstuk houden geen rekening met deze toename.

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen kavelbesluit
	<p>rekenmethode komt het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen met 4.109 dieren ruim boven de PBR van 1.905 dieren. Daarom is niet met zekerheid uit te sluiten dat negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.</p>	
Onderwaterleven	<p><u>Benthos en vissen</u> De toename van het aantal windturbines en funderingen zou kunnen leiden tot verandering in stroming, stratificatie of primaire productie van bodemdieren. Ook is het mogelijk dat de kolonisatie door exoten faciliteert. Er is echter niet genoeg informatie beschikbaar om deze effecten te kunnen inschatten.</p> <p><u>Zeezoogdieren</u> Bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1µPa²s of 164 dB re 1 µPa²s op 750 meter van de geluidsbron, zal verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen leiden tot significante cumulatieve effecten.</p>	<p>Wanneer de in dit MER beschreven geluidsnormen wordt gehanteerd, kunnen effecten op de GSI van zeezoogdieren worden uitgesloten.</p>
Scheepvaart en veiligheid	<p>Er is ook gekeken naar de cumulatieve effecten op de scheepvaartveiligheid van alle windparken op zee. Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken zal plaatsvinden) is de totale verwachte aanvaring -en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 0,987 per jaar (eens in de 1,0 jaar). Dit is het scenario uit de oorspronkelijke routekaart (t/m IJmuiden Ver I-IV) plus de versnellingsopgave, maar zonder de toekomstige routekaart 2040. Daarom is de beoordeling wat betreft kans op aanvaringen en aandrijvingen negatief (-).</p>	<p>Geen gevolgen.</p>
Landschap	<p>Het windkavel IJmuiden Ver ligt op grote afstand van de kust, en is alleen daardoor op jaarbasis minder dan 24 uur zichtbaar. Hetzelfde geldt voor het nabijgelegen windenergiegebieden zoals Hollandse Kust (west) en Nederwiek. Er wordt daarom geen significante bijdrage aan de cumulatieve effecten verwacht en zijn er geen mitigerende maatregelen noodzakelijk.</p>	<p>Geen gevolgen.</p>
Overige gebruiksfuncties	<p><u>Visserij</u> Bij de komst van meer windparken op zee neemt het totale ruimtebeslag toe. Hierdoor wordt een groter gebied gesloten voor de visserij. Het toekomstig cumulatieve effect van deze gebiedssluiting voor de visserij wordt mede bepaald door de toekomstige ontwikkelingen in de ecologie van de Noordzee en de beleidsmatige en sociaaleconomische context. De mogelijkheid dat er in de toekomst meer natuurgebieden worden gesloten voor de</p>	<p>Geen gevolgen</p>

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen kavelbesluit
	<p>visserij, en de mogelijke sluiting van Britse wateren na 2025 vergroten dit effect.</p> <p><u>Archeologie</u> Met een groter aantal turbines op de Noordzee wordt ook de kans groter dat archeologisch resten worden aangetast, of NGE worden getroffen. De realisatie van de kavels binnen van windenergiegebied IJmuiden Ver vergroot deze kans, al zijn er goede mitigerende maatregelen voor beschikbaar.</p> <p><u>Recreatievaart</u> Voor de recreatievaart zijn de cumulatieve effecten beperkt omdat deze tot 24 meter wordt toegelaten binnen bepaalde windparken, en er voor windparken waar dit niet is toegestaan doorvaart passages worden aangewezen waar schepen tot 46 meter gebruik van kunnen maken. Daarbij maakt de recreatievaart met name gebruik van de 10 à 20 km brede zone langs de kust, waardoor gebiedssluitingen verder op zee een beperkt effect hebben.</p>	
Elektriciteitsopbrengst	<p>Door de toename van windparken op de Noordzee nemen de mogelijke zog-effecten toe. Voor kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver neemt het aantal vollasturen af van 4.190 tot 3.926. De zogverliezen nemen met 5.5 procentpunt toe van 12.1% tot 17.6%. Daardoor neemt de netto elektriciteitsopbrengst en de hoeveelheid vermeden emissies af met 6.3% van 4.211 GWh/j tot 3.946 GWh/j.</p>	Geen gevolgen.

12.5 Grensoverschrijdende effecten

Voor de aspecten vleermuizen en vogels én onderwaterleven zijn grensoverschrijdende effecten mogelijk te verwachten.

12.5.1 Vogels en vleermuizen

Broedvogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van broedkolonies gelegen in buitenlandse Natura 2000-gebieden.

Niet-broedvogels

Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel.

In dit hoofdstuk en de Passende Beoordeling is geconcludeerd dat significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie zijn uitgesloten. Dit geldt ook voor buitenlandse Natura 2000-gebieden.

12.5.2 Onderwaterleven

Vissen

Voor vissen geldt dat de effecten van heien marginaal zijn en bovendien sterk locatie gebonden. Het heien zal daarom geen grensoverschrijdende effecten tot gevolg hebben. Operationeel geluid van een windmolen heeft geen aantoonbaar effect op de visgemeenschap en daarmee dus ook geen grensoverschrijdende effecten.

Zeezoogdieren

De berekeningen die zijn gedaan wat betreft de effecten op zeezoogdieren gelden voor de populatie binnen het NCP. Er zijn geen berekeningen gedaan voor andere populaties. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of het buitenland. Er is daarom geen sprake van grensoverschrijdende effecten of directe externe werking.

12.6 Mitigerende maatregelen

Na toetsing blijkt dat bij de meeste aspecten kan worden voldaan aan de voorwaarden uit het wettelijk kader. Voor het beperken van cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen en bruinvissen en het kunnen verzekeren dat geen verslechtering optreedt van de staat van instandhouding zijn wel mitigerende maatregelen noodzakelijk (voor vogels en bruinvissen vanuit de wet en voor vleermuizen en migrerende zangvogels vanuit voorzorgsbeginsel). Het optreden van (resterende) negatieve effecten door aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark kan echter niet worden uitgesloten. Deze mogelijke resterende effecten kunnen worden gemitigeerd door de volgende maatregelen, zie Tabel 12.9. Het zijn dus maatregelen die aanvullend genomen kunnen worden. Besluitvorming over welke mitigerende maatregelen genomen worden vindt plaats in het kavelbesluit.

Tabel 12.9 Mogelijke mitigerende maatregelen

Aspect	Effect	Mogelijke mitigerende maatregelen
Vogels en vleermuizen	Verstoring	Bouwen in juni t/m september als er weinig verstoringsoortsoorten aanwezig zijn. Minimale verlichting op schepen toepassen, met een 'vogelvriendelijke' kleur
	Verstoring en slachtoffers	Inrichtingsmaatregelen toepassen, zoals het aanleggen van corridors of het gebruik van een alternatieve vorm van het windpark (ruit, vierkant, etc.). Over de effectiviteit en precieze invulling is echter nog niet veel bekend. Vergroot detectiekans van het windpark voor vogels door reflectors, lasers en geluid (afhankelijk van vogelsoorten en daarmee gebonden aan diverse beperkingen). Stilzetten bij bepaalde weersomstandigheden in combinatie met gesignaleerde trekpieken. Het verhogen van de cut-in windspeed op momenten dat er veel vleermuizen te verwachten zijn.

Aspect	Effect	Mogelijke mitigerende maatregelen
		<p>Installeer een zo klein mogelijk aantal grote turbines in plaats van meer kleinere.</p> <p>Installeer windturbines met hoge tiplaagtes in plaats van lage tiplaagtes.</p> <p>Installeer twebladige in plaats van driebladige turbines.</p> <p>Door slim plannen van onderhoudswerkzaamheden, wanneer turbines stil worden gezet, kunnen slachtoffers worden voorkomen (denk aan periodes met verhoogde vogelactiviteit)</p>
	Verstoring	Slopen in een periode dat er weinig verstoringgevoelige soorten aanwezig zijn.
Onderwaterleven	Verstoring en habitatdestructie	<p><u>Benthos</u> Gebruik een zo klein mogelijke fundering.</p> <p><u>Zeezoogdieren</u> Gebruik geluiddempende maatregelen (heimantels, bellenschermen, Acoustic Deterrent Devices (ADDs), e.d.).</p> <p>Kies voor de meest ondiepe locaties in het plangebied.</p> <p>Voer heiwerkzaamheden uit wanneer de dichtheid van het aantal zeezoogdieren laag is (herfst).</p> <p>Kies voor een klein aantal, relatief grote turbines in plaats van meerdere kleinere.</p> <p>Gebruik alternatieve funderingstechnieken, zoals trillen, schroeven of blue piling.</p> <p>Gebruik andere funderingen, zoals tripods, jackets of suction buckets.</p>
	Verstoring en habitatdestructie	<p><u>Benthos</u> Verwijder de windturbinezulen en bestortingen niet, zodat de zich ontwikkelde gemeenschap blijft bestaan.</p> <p>Gebruik biologisch afbreekbare betonstructuren</p>
Scheepvaart en veiligheid	Aanvaringsrisico en scheepvaarbewegingen	<p>Gebruik maken van het Automatic Identification System (AIS) en VHF-antenne in het park</p> <p>Vessel Traffic Management (VTM)</p> <p>Aanvullende markering en identificatie windturbines</p> <p>Inzetten van een Emergency Towing Vessel</p> <p>Extra SAR-capaciteit</p> <p>ETV uitrusten met bestrijdingsmiddelen tegen olie-verontreiniging</p> <p>Fysieke barrière bij windparken om aandrijving te voorkomen</p>
Morfologie en hydrodynamica	n.v.t.	n.v.t.
Landschap	n.v.t.	n.v.t.
Overige gebruiksfuncties	Beperking visserijgebieden	Er zijn mogelijkheden voor het visserijvriendelijk inrichten van windenergiegebieden. Voor de betrokken partijen in zijn geheel lijken de baten echter niet op te wegen tegen de kosten.
	Separatie-eis HMR KY650	Verplaats de HMR of verhoog de minimale vliegroute

Aspect	Effect	Mogelijke mitigerende maatregelen
	Niet-gesprongen explosieven	Er is nader onderzoek benodigd om niet-gesprongen explosieven op te sporen en deze vervolgens op te ruimen.
	Aantasting archeologische waarden	De locatie van een windturbine of kabel wijzigen om zo een (mogelijk) archeologisch object te ontwijken.
	Mogelijke verstoring van bestaande straalpaden	Rekening houden met halve rotor + 2° fresnel-zone rondom straalpad bij plaatsing van de windturbines.
Elektriciteitsopbrengst	n.v.t.	n.v.t.

12.7 Overwegingen voorkeursalternatief

12.7.1 Inleiding

In deze paragraaf worden enkele overwegingen meegegeven ten behoeve van keuze van het voorkeursalternatief, welke mogelijk wordt gemaakt in het kavelbesluit. Het gaat dan om de bandbreedte die is beschouwd in dit MER en de te nemen mitigerende maatregelen.

12.7.2 Overwegingen bandbreedte

Er zijn geen aspecten in dit MER die de beschouwde bandbreedte inperken.

12.7.3 Overwegingen te nemen mitigerende maatregelen

Een aantal maatregelen is nodig om effecten op stikstofgevoelige habitattypen, cumulatieve effecten op vogels, vleermuizen en bruinvissen te beperken en om de gunstige staat van instandhouding te kunnen garanderen. Het gaat om bijvoorbeeld een stilstandvoorziening bij vogel- en vleermuistrek en het voldoen aan een geluidsnorm voor onderwatergeluid bij het heien. In Tabel 12.9 staan de mogelijke maatregelen die in dit MER zijn genoemd, waarmee effecten kunnen worden gemitigeerd. De keuze wordt in het kavelbesluit toegelicht.

12.7.4 Conclusie

Het kavelbesluit kan de voorkeursbandbreedte van de kavel op de beschouwde locatie mogelijk maken. Wel dient de toepassing van (ten minste) de noodzakelijke maatregelen in het kader van vogels, vleermuizen en bruinvissen geborgd te worden.

12.8 Leemten in kennis

12.8.1 Inleiding

Hoewel er de laatste jaren flink wordt gebouwd aan nieuwe windparken op zee, heeft de ontwikkeling van windparken op zee toch een relatief korte geschiedenis. Er zijn monitoringsevaluaties bekend van onder andere parken op zee in Engeland, Denemarken, Duitsland en Nederland. Het gaat om resultaten van relatief korte monitoringsperiodes. Beter inzicht in de exacte aard en omvang van de effecten met (empirisch) onderzoek kan pas op de lange termijn worden geboden. Wel bieden huidige ontwikkeling en onderzoeksprogramma's handvatten voor een effectvoorspelling, zoals in dit MER met een worst-case-aanpak gepresenteerd wordt. Tijdens (het vooronderzoek van) de effectvoorspelling voor het voorliggende MER zijn verschillende leemten in kennis geconstateerd die het inzicht in de aard en omvang van de effecten van een windpark in kavel I beperken. Er blijven kennisleemten bestaan over de effecten, onder

meer over de cumulatieve effecten van meerdere windparken onderling en in cumulatie met andere activiteiten op de Noordzee.

De leemten in kennis die bestaan, zijn niet alleen toe te schrijven aan het recente verleden van windenergie op zee. In brede zin dient veel kennis over diersoorten en hun dichtheden, diversiteit en gedrag nog aangevuld te worden. In deze paragraaf worden leemten in kennis toegelicht die relevant zijn in het kader van dit MER. Achtereenvolgens worden de leemten in kennis beschreven ten aanzien van de effectinschatting op vogels, onderwaterleven, morfologie en hydrodynamica, scheepvaart, landschap, overige gebruiksfuncties en elektriciteitsopbrengst.

12.8.2 Vogels en vleermuizen

Er zijn leemtes in kennis over aanvaringsrisico's, barrièrewerking en verstoring door windparken op zee (zowel overdag als 's nachts). Met name soort-specifieke kennis ontbreekt. Validatie van modellen om aanvaringslachtoffers te voorspellen op zee ontbreekt. Ook over verstoringseffecten en verstoringsafstanden van zeevogels zijn nog leemtes in kennis, evenals in hoeverre vogels kunnen wennen aan windparken. Op basis van literatuur is aangenomen dat 10% van de verstoorde vogels sterft. Het is niet bekend in hoeverre deze aanname overeenkomt met de werkelijkheid, maar wel kan worden gesteld dat 10% aan de veilige kant is (worst-case aanname).

Voor vleermuizen geldt dat er leemtes in kennis zijn ten aanzien van de basiskennis over populatieomvang en soort-specifieke verspreiding. Onbekend is het relatieve belang van de Noordzee voor verschillende soorten vleermuizen en hun veranderingen in gedrag door de aanwezigheid windparken.

12.8.3 Onderwaterleven

Benthos

Kennisleemten bestaan ten aanzien van het kunnen voorspellen van de gevolgen van de abiotische veranderingen (vooral sedimentverandering in de omgeving van het windpark) op benthos. Ook de gevolgen van elektromagnetische velden langs de kabels zijn nog niet goed bekend. Daarnaast staat het onderzoek naar de effecten van zeebodenvibraties vanwege heiwerkzaamheden nog in de kinderschoenen (Roberts & Elliot 2017). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn, en of deze effecten door kunnen werken op gemeenschaps- en populatieniveau.

Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark zijn modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat er in de toekomst zal gebeuren. Positief dan wel negatieve effecten zijn nog niet uit te sluiten.

Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak door turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten van dit deel van de Noordzee faciliteren/versnellen. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht.

Vissen

Een belangrijke leemte in kennis betreft de invloed van menselijke geluidsbronnen op in of in de nabijheid van de bodem levende vissen en ongewervelde dieren (Hawkins et al. 2021). Het is waarschijnlijk er

vissen en bepaalde ongewervelden zijn die dit kunnen waarnemen. Of dit ook tot effecten op het gedrag en de fitness leidt, is onbekend. Voor vissen is al het nodige onderzoek uitgevoerd naar de effecten van onderwatergeluid op vissen (Bolle et al, 2012, Debusschere et al. 2014, Popper et al. 2014). Hieruit blijkt dat vissen veel minder gevoelig zijn voor onderwatergeluid dan zeezoogdieren en dat sommige soorten (met zwemblaas) gevoeliger zijn dan andere soorten.

Ook worden in de kavelbesluiten enkel geluidsnormen genoemd voor de constructiefase (vooral vanwege het heien van de funderingen), maar niet voor de operationele fase van het windpark. Dit maakt het mogelijk dat windparkontwikkelaars de tipsnelheid van rotors onbegrensd kunnen verhogen, wat hogere geluidsniveaus in de operationele fase, ook waarschijnlijk onder water, met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vissen, is niet te zeggen of een onbegrensd tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Vooralsnog is niet bekend of een onbegrensd tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande operationele geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus op het gedrag van vissen zal dit moeten aantonen.

Zeezoogdieren

Onzekerheden in de procedure voor het bepalen van populatie-effecten

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden door een min of meer bekende variatie, of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook door het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Hieronder volgt een overzicht.

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

Onlangs dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SELS_{ss} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SELSS. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SELSS die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral vanwege de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

In de berekeningen voor bruinvissen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe.

Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun

technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsooppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sekse- en leeftijd-specifieke variatie hierin.

In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld, ondanks dat de Nederlandse overheid een pilot is gestart om levend gestrande bruinvissen, na rehabilitatie, voorzien van een zender in zee terug te zetten (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (vulnerable subpopulation) is een van de parameters in het interim Population Consequences of Disturbance (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een vulnerable subpopulation die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de home range van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018).

Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de vulnerable subpopulation onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de vulnerable subpopulation een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de vulnerable subpopulation. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de vulnerable subpopulation. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende

populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de vulnerable subpopulation. Een keuze voor een relatieve grote vulnerable subpopulation reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.

Doorvertalen van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates

Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en vital rates is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam samen met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren.

Het is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

Aannames in iPCoD-model over populatieontwikkeling en demografische parameters

In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, oftewel een afname door de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch.

Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de carrying capacity bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?

Toepassen van Interim PCoD-model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden

Voor de gewone en de grijze zeehond zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd 'agent based' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget.

Inmiddels is door WMR, samen met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de vulnerable subpopulation behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken

Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk

toegepast. Dit heeft er onder andere mee te maken dat nog niet zeker is of de monopile bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd is als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken.

In het SIMOX-project (Sustainable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht (www.grow-offshorewind.nl/). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen

In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopilefunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods.

Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopilefundering. Als dat meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.

Continu geluid tijdens de aanleg- en exploitatiefase

Resultaten van recent onderzoek dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc.

Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringafstanden dan verstoringafstanden door (niet gemitigeerd) heigeluid. In een zeer recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma Le Gall et al., 2021). Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende kwantitatieve gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar.

De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in

het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).

Verwijdering bestaande windparken en onderwatergeluid

Versillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

12.8.4 Scheepvaart en veiligheid

Bij draaiende windparken op zee wordt gemonitord hoeveel en welke schepen gebruik maken van de omgeving van het windpark en hoeveel en welke incidenten hierbij plaatsvinden. Met de gegevens die daaruit voortkomen zal besloten worden of het gewenst is om hier een afwegingskader en een kansmodel voor te ontwikkelen. Het gedrag en de verkeersstromen van niet-routegebonden verkeer, dat in het SAMSON model buiten windenergiegebied IJmuiden Ver is geplaatst, kan tevens gemonitord worden. Verder kunnen de scenario's en impact van aanvaringen en aandrijvingen met windturbines verder onderzocht en uitgewerkt worden.

Zo zijn in dit MER voor het bepalen van persoonlijk letsel bepaalde aannames gedaan. Het is bijvoorbeeld niet bekend wat de kans is dat de mast op dan wel van het schip af valt bij aanvaringen en aandrijvingen. Ook komt het bezwijkgedrag van windturbines uit een studie uit 2000 (Barentse, 2000), terwijl windturbines fors groter zijn geworden.

In het kader van de doorgroei van windenergie op zee is in cumulatieve zin gekeken naar scheepvaartveiligheid en wordt er nagedacht hoe geconstateerde kennisleemten en hiaten in te vullen zijn. Door MARIN is een onderzoek uitgevoerd naar de scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen door het gecombineerde effect van de autonome ontwikkeling en de uitrol van de routekaart windenergie op zee 2030¹²³. Meer recentelijk is een vergelijkbaar onderzoek gedaan waarbij ook de versnellingsopgave voor 2030 is meegenomen¹²⁴. Naar aanleiding van beide onderzoeken is besloten een monitorings- en onderzoeksprogramma op te zetten voor de scheepvaart, om kennisleemten en hiaten in te vullen. Onderdeel van die hiaten is de effectiviteit van de voorgestelde mitigerende maatregelen. Dit programma is in het voorjaar van 2021 gestart onder de naam MOSWOZ (Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee).

12.8.5 Morfologie en hydrodynamica

Er is nader onderzoek nodig ten aanzien van de mogelijke effecten op stratificatieprocessen en waterbeweging van een grootschalige (internationale) ontwikkeling van windenergie op de Noordzee. In Van Duren et. al 2021 is reeds een goede aanzet gedaan voor het gecumuleerd in kaart brengen van de

¹²³ Zie <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/scheepvaart/> voor meer informatie en het onderzoek.

¹²⁴ Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

ontwikkelingen van windparken op de Noordzee. Zij geven echter een aantal belangrijke aanbevelingen om nader onderzoek naar de gecumuleerde effecten uit te voeren. De daadwerkelijke impact op de stratificatieprocessen en waterbeweging in de Noordzee van ontwikkelingen op het Nederlands continentaal plat zijn niet eenduidig te benoemen.

12.8.6 Landschap

Voor het thema Landschap zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving.

12.8.7 Overige gebruiksfuncties

Buiten de reeds genoemde onderwerpen waarop nader onderzoek nodig is, zijn er voor het milieuaspect Overige gebruiksfuncties geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving in dit MER.

12.8.8 Elektriciteitsopbrengst

Het milieuaspect elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies kent significante leemten in kennis. Naar verwachting geven de opbrengstberekeringen in dit hoofdstuk een goede indicatie van de werkelijk te behalen opbrengst. Met een windmeetcampagne kan een meer accurate benadering van het windklimaat worden gesimuleerd die leidt betrouwbaardere resultaten, echter zijn deze niet beschikbaar op het moment van schrijven en zal deze naar verwachting door de uiteindelijke vergunninghouder worden uitgevoerd. Ook zijn er momenteel geen gegevens van daadwerkelijk in productie zijnde 15 MW offshore turbines beschikbaar. Er is in de berekeningen gebruik gemaakt van de turbinekenmerken die door de IEA zijn opgesteld voor een fictieve, 15 MW onderzoeks-turbine (Offshore reference-15.000 IEA). Het gebruik hiervan leidt naar verwachting niet tot significant andere resultaten.

12.8.9 Conclusie

De leemten in kennis leiden er niet toe dat geen goed beeld verkregen is van de effecten van een windpark in kavel I in windenergiegebied IJmuiden Ver. Wel is het bij de besluitvorming van belang inzicht te hebben in de onzekerheden die bij de effectvoorspellingen een rol hebben gespeeld. Dit inzicht is verstrekt met dit MER.

12.9 Monitoring en evaluatie

12.9.1 WOZEP

Het monitorings- en evaluatieprogramma Wozep (windenergie op zee ecologisch programma) richt zich op belangrijke ecologische vragen rond bouw en exploitatie van windparken op zee die vooral een generiek karakter hebben en niet zozeer windpark specifiek zijn.

Onder het Wozep valt zowel de dóór-ontwikkeling van het instrument KEC (update en implementatie van kennis) als het MEP (het monitoring en onderzoeksprogramma). Onder het MEP valt monitoring en onderzoek zoals dat verplicht is gesteld vanuit de Wet Milieubeheer.

Het Wozep vervangt daarmee de monitoringsverplichting per windpark. Zo wordt ook een efficiëntieslag gemaakt die bovendien bijdraagt aan een kosten efficiënte realisatie van de doelstellingen voor windenergie op zee.

Bij de evaluatie van het Wozep wordt aandacht besteed aan de doorvertaling van de nieuwe kennis enerzijds in het instrument KEC (dit kan ook betekenen het checken van aannames en/of effectberekeningen); anderzijds als doorvertaling naar beleid- en beheerconsequenties. Voorbeeld van dat laatste is het opleggen of aanpassen van mitigerende maatregelen. In het Wozep richt het onderzoek zich met name op het verkrijgen van meer inzicht in de cumulatieve ecologische effecten en brengt dit in beeld en adviseert de bevoegde gezagen hierover.

Stand van zaken

Eind 2016 is een meerjarig monitoring- en onderzoeksprogramma opgeleverd waarin globaal de onderzoekslijnen voor de periode 2017-2023 zijn geschetst. Keuze van de onderzoekslijnen wordt bepaald door een afweging op twee tijdshorizonten:

- Korte termijn (tot 2023): gericht op gebruik van de resultaten in de geplande windparken. Centraal hierin staat het onderzoek naar de aannames die in de ecologische beoordeling voor deze parken zijn gedaan. Daarnaast worden ook nut, noodzaak en effectiviteit onderzocht van de maatregelen die worden opgelegd aan de windsector om ecologische schade te beperken;
- Lange termijn (na 2023): welke kennis is nodig om verdere uitbreiding van windparken op zee op een verantwoorde manier te kunnen laten plaatsvinden, wat zijn de te verwachten effecten van het verder uitbreiden van het aantal windparken op de Noordzee, waar precies kunnen ze komen en met welke mogelijke consequenties, hoe kunnen negatieve effecten in voldoende mate worden vermeden, etc.

Voor meer informatie zie de website: <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/wind-zee-ecologisch>.

De leemten in kennis uit dit MER bieden input voor monitoring binnen WOZEP (voor de ecologische aspecten) en voor monitoring voor de aspecten scheepvaart en morfologie en hydrologie.

12.9.2 MOSWOZ

In 2019 heeft Rijkswaterstaat de cumulatieve effecten van windparken op de scheepvaartveiligheid onderzocht. Het gaat om de windparken die tot 2030 worden gebouwd op het zuidelijke deel van de Nederlandse Noordzee. In totaal betreft het circa 850 extra windturbines over een gebied van zo'n 1.600 km².

Ondanks het vele onderzoek en de betrokkenheid van allerlei experts zijn er nog onzekerheden over de daadwerkelijke risico's en over de effectiviteit van een aantal maatregelen. Dat is de reden dat het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) is gestart. Het programma loopt tot 2029 en houdt de komende jaren de vinger aan de pols bij ontwikkelingen rond scheepvaartveiligheid in relatie tot de uitrol van windparken op zee. De uiteindelijke doelen zijn om meer inzicht te krijgen in het effect op scheepvaartveiligheid van windparken op zee en om tijdig te kunnen inspelen op innovaties op dit gebied.

Om deze doelen te bereiken heeft MOSWOZ de genoemde kennisleemtes uitgewerkt in onderzoeksvragen en vervolgens gebundeld in verschillende thema's Binnen die thema's zal in de

komende jaren gezocht worden naar de antwoorden op onderzoeksvragen, om zo beleidsmakers en andere betrokkenen goed te kunnen ondersteunen en adviseren.

Het programma is zo ingericht dat het gebruik kan maken van voortschrijdend inzicht. Keuzes en prioriteiten worden afgestemd op de actualiteit.

Tabel 12.10 MOSWOZ Thema's

Thema	Uitleg thema
Monitoring	Gericht op actuele risico-ontwikkeling op zee als gevolg van windparken voor alle scheepvaart
Veiligheid	Gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen windturbines
Doorvaart	Risico's doorvaart windparken versus omvaren
Vessel Traffic Monitoring	Inrichtingseisen Vessel Traffic Monitoring (VTM)
Emergency Towing Vessels	Verkennen inzet meerdere Emergency Towing Vessels (ETV's) – effectiviteit en modus operandi
Hydro-meteo	Hydro-meteo in relatie tot scheepvaartveiligheid – effecten windparken op wind, golven en zicht – verbeteren weerwaarschuwingen
Ankergebieden	Ankergebieden beter benutten
Crisisorganisatie	Verkennen impact op crisisorganisatie (vanwege complexiteit)
Buitenlandse benchmarking	Buitenlandse benchmarking windparken onder andere constructieve eisen aan windturbines, inzet van maatregelen, harmonisatie.

Voor meer informatie, zie de website: <https://www.noordzeeloket.nl/functionaliteit/windenergie/scheepvaart-moswoz/>

Bijlagen MER IJmuiden Ver Alpha

- Bijlage 1 – Literatuurlijst
- Bijlage 2 – Voornemen
- Bijlage 3 – Coördinaten
- Bijlage 4 – Achtergrondrapport Vogels en Vleermuizen
- Bijlage 5 – Aanvullende ecologische analyse jan-van-gent
- Bijlage 6 – Achtergrondrapport onderwaterleven
- Bijlage 7 – Achtergrondrapport scheepsvaartveiligheid
- Bijlage 8 – Soortenbeschermingstoets
- Bijlage 9 – Passende beoordeling
- Bijlage 10 – Elektriciteitsopbrengst berekening
- Bijlage 11 – Actualisatie ALI-toets

Bijlage 1
Literatuurlijst



Literatuurlijst MER kavel I & II IJmuiden Ver

Hoofdstuk 1 t/m 4

A. Mol, H. van Oostenbrugge, C. Röckmann & N. Hintzen. Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. (Wageningen Economic Research nota; No. 2019-011). Wageningen: Wageningen Economic Research, 2019.

Advies Stuurgroep Extra Opgave, kamerstukken II 2020-21, 32 813, nr. 683.

Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas).

Agreement on the Conservation of Populations of European Bats

Agreement for the Conservation of Seals in the Wadden Sea

ARCADIS, in opdr. van RvO.nl, 2019, Geological Desk Study IJmuiden Ver Wind Farm Zone, ref.180017.

Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals

ECN, Optimal wind farm power density analysis for future offshore wind farms, 2018

ECN-E--18-025, Study into levelised Cost of Energy of variants for wind farm site boundaries of Hollandse Kust (west), Ten Noorden van de Waddeneilanden and IJmuiden

Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 22

Kamerstukken II, 2016/17, 31 510, nr. 64

Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42

Kamerstukken II 2020-21, 32 813, nr. 683.

MARIN, WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen, 2019.

Minister voor Klimaat en Energie, Kamerbrief Aanvullende routekaart windenergie op zee 2030, 10 juni 2022

Ministerie van infrastructuur en Waterstaat (2021), Kader Ecologie en Cumulatie 4.0.

NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016.

OSPAR Commission (2008) OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Reference Number: 2008-6.

RICHTLIJN 2014/89/EU Richtlijn Maritieme Ruimtelijke Ordening

Rijksoverheid (2022). Nationaal Waterprogramma 2022 – 2027.

Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

To70, Helicopter accessibility Hollandse Kust (west)”, “IJmuiden Ver” and “Ten noorden van de Waddeneilanden” Results, December 2018

To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Vanosmael, C., K.A. Willems, D. Claeys, M. Vincx & C. Heip 1982. Macrobenthos of a sublittoral sandbank in the South-ern Bight of the North Sea. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 62: 521-534

Hoofdstuk 5 Morfologie en Hydranamica

Boon et al, 2018. Assessment of system effects of large-scale implementation of offshore wind in the southern North Sea. Deltares report 11202792-002

Carpenter J.R. et al. (2016) Potential impacts of offshore wind farms on North Sea stratification, PloS one, 11(8): p. e0160830.

Dankers, P.J.T. (2015) Notitie slibverspreiding loswallen. Report No.: RDCHM_BE1044_N0003_902199_f02

Deltares (2018A): Raaijmakers, T., Roetert, T., Bruinsma, N. Riezebos h.J., Van Dijk, H, Forzoni A, Vergauwen S, Grasmeijer B., 2018. Morphodynamics and scour mitigation for Hollandse Kust (noord) Wind Farm Zone. Report nr: 11202796-000

DHI (2019). Metocean desk study and database for Dutch Wind Farm Zones. Feasibility level study for IJmuiden-Ver, Ten Noorden van de Waddeneilanden & Hollandse Kust (west). Project 11822658

Van Duren et al. 2021, Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the north Sea. Synthesis report. 22-04-2021. Report 11203731-004-ZKS-0010

Gaida et al. (2018): Timo C. Gaida, Mirjam Snellen, Thaiënne A. G. P. van Dijk, Dick G. Simons 2018 Geostatistical modelling of multibeam backscatter for full-coverage seabed sediment maps. (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>)

De Kok (2004) Slibtransport langs de Nederlandse Kust. Bronnen, fluxen en concentraties. RIKZ/OS/2004.148w

Nationale Visie Kust (2013) Deltaprogramma Kust, Nationale visie kust, Den Haag

Van Rijn. L., 2015. Principles of sedimentation and erosion engineering in rivers, estuaries and coastal seas. (update 2015). Aqua publications.

Sediment Atlas, RIKZ (2002) Ecologische Atlas Waddenzee

Hoofdstuk 6 Vogels en Vleermuizen

Arts, F.A., 2013. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2012. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 13.28, Lelystad.

Ahlén, I., H.J. Baagøe & L. Bach, 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90: 1318-1323.

Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.

Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. *Strategic Ornithological Support Services (SOSS)*.

Bat Conservation Trust, 2010. *Nathusius pipistrelle Pipistrellus nathusii*.

Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruver, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85: 381-387.

Boonman, M. 2022. Bat curtailment IJmuiden Ver. Reducing bat mortality in offshore windfarms. Rapport 22-227. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Boonman, M. 2018. Mitigerende maatregelen voor vleermuizen in offshore windparken. Evaluatie en verbetering van stilstandvoorziening. Rapport 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Bowgen, K. & A. Cook, 2018. Bird Collision Avoidance: Empirical evidence and impact assessments. JNCC Report No: 614. JNCC, Peterborough

Boshamer J.P.C. & J.P. Bekker, 2008. *Nathusius' pipistrelles (Pipistrellus nathusii) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea*. *Lutra* 51: 17-36

Bouma S. & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126.

Bouma S. & W. Lengkeek, 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366.

Bruinzeel, L.W., J. van Belle & L. Davids m.m.v F. van de Laar 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. *A&W Report* 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden,

Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2011. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Part 1: Review. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines: Part 2: Feasibility study of systems to monitor collisions. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-215. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90: 1330-1340.

Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS* 111(42): 15126-15131.

Dirksen, S. 2017. Review of methods and techniques for field validation of collision rates and avoidance amongst birds and bats at offshore wind turbines. Sjoerd Dirksen Ecology / Rijkswaterstaat WVL.

Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.

Exo, K.M., O. Huppopp & S. Garthe, 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg. 23: 83-95.

Fijn R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015a. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.

Fijn, R.C. & A. Gyimesi, 2018. Behaviour related flight speeds of Sandwich Terns and their implications for wind farm collision rate modelling and impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 71: 12-16

Furmankiewicz J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy* 90: 1310-1317.

Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018b. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Rapport 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.

de Haan, D., D. Burggraaf, S. Ybema & R. HilleRisLambers 2007. Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). Report OWEZ_R_251_TC 20071029, Imares Wageningen UR.

van Hal, R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12.

Hill, R., K. Hill, R. Aumuller, A. Schulz, T. Dittman, C. Kulekmeyer & T. Coppack, 2014. Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at Alpha Ventus. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.

Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. *American Midland Naturalist* 165: 185-200.

Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.

Johnston, A., A.S.C.P. Cook, L.J. Wright, E.M. Humphreys & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 51: 31-41.

Jonge Poerink, B., Lagerveld, S. & H. Verdaat, 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES report number C026/13. The Fieldwork Company report number 20120402. IMARES Wageningen UR.

Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report nr 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld, K.L. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report Bureau Waardenburg 13-268, 30p., Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.

van der Laar, F., 2007. Green light to birds: investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM location L15-FA-1. NAM, Assen, The Netherlands.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, & H. Verdaat 2014. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, P. de Vries & M. Scholl, 2015. Bat activity at offshore wind farms LUD and PAWP in 2015. IMARES Report C001/2016.

Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Leopold, M.F., E.M. Dijkman, T. Teal & the OWEZ-team, 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). IMARES Report nr. C187/11, NoordzeeWind report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds. IMARES, IJmuiden.

Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2007. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Rapport Wageningen. IMARES Nr. C062/07 - NoordzeeWind Rapport OWEZ_R_221_Tc_20070525 aan Nuon Energy Sourcing

Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, *Pipistrellus nathusii*, depends on seasonality and weather conditions. *Animals* 11(12): 3442

Lagerveld S. 2021. <https://www.wur.nl/nl/nieuws/ruige-dwergvleermuis-steekt-in-een-nacht-de-noordzee-over.htm>

Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Larsen, J.K. & M. Guillemette, 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.

Lensink, R. & J. van der Winden, 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.

Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughy, T. Le Champion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pétersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Rapport 2016.031. Zoogdiervereniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.

Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6: 035101.

May, R., O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42: 170-181.

Marquenie, J., F. van der Laar & H. Poot, 2009. Groen Licht voor Vogels. *De Levende Natuur* 110(6): 290-291.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R. & Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753.

Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox & R.W. Furness, 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1085-1091.
Masden, E.A., Reeve, R., Desholm, M., Fox, A. D., Furness, R.W. & Haydon, D.T. 2012. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. *Journal of The Royal Society Interface* 9: 2120-2130.

McGuire, L.P, C. G. Guglielmo, S. A. Mackenzie & P.D. Taylor, 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, *Lasionycteris noctivagans*. *Journal of Animal Ecology* 81(2): 377–385.

Mendel, B., P. Schwemmer, V. Peschko, S. Müller, H. Schwemmer, M. Mercker & S. Garthe, 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management* 231: 429-438.

Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann et al. 2011.

Petersen, A., J.-K. Jensen, P. Jenkins, D. Bloch & F. Ingimarsson, 2014a. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. *Acta Chiropterologica* 16(1): 169-195.

Petersen I.K. & Fox A.D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen, I.K., T.K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen G., 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). *Myotis* 41/42: 29-56.

Plonczkier P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology* 49: 1187-1194.

Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie, 2008. Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13(2): 47.

Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Rebke, M., V. Dierschke, C.N. Weiner, R. Aumüller, K. Hill & R. Hill, 2019. Attraction of nocturnally migrating birds to artificial light: The influence of colour, intensity and blinking mode under different cloud cover conditions. *Biological Conservation* 233: 220-227.

Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. *Biol. Cons. Fauna* 102: 291.

Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B – Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2016. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee. Update 2016. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.

Rodgers, J. A. and S. T. Schwikert, 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16: 216-224.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56: 823-827.

Rydell, J., L. Bach, P. Bach, L. Guia Diaz, J. Furmankiewicz, N. Hagner-Wahlsten, E.-M. Kyheröinen, T. Lilley, M. Masing, M. Max Meyer, G. Pētersons, J. Šuba, V. Vasko, V. Vintulis, & A. Hedenström, 2014. Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South- Eastern North Sea. *Acta Chiropterologica* 16: 139-147.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S., 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21: 1851-1860.

Skov, H., S. Heinänen, L., M. Lazcny & M. Chudzinska, 2017. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T2 report. ENECO.

Skov, H., S. Heinänen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report–April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.

Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake, 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101: 567-577.

Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete, 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport INBO.R.2013.755887. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vanermen N., T. Onkelinx, W. Courtens, M. Van de Walle, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2014. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 51-61.

van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.

van der Wal, J.T., M.E.B. van Puijenbroek & M.F. Leopold, 2018. Cumulatieve effecten van offshore windparken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030. No. C059/18. Wageningen Marine Research.

Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology* 57(2): 253-269.

Walls, R., S. Canning, G. Lye, L. Givens, C. Garrett & J. Lancaster 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland. (Operational Year 1). E.ON Climate & Renewables & Natural Power publication 1022038.

Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.

Hoofdstuk 7 Onderwaterleven

Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016. Spatial distribution and habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report C118/16.

Aarts, G., S. Brasseur, S. Geelhoed, R. van Bemmelen & M. Leopold, 2013. Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. IMARES report C103/13.

Ainslie, M.A. (2010). Principles of sonar performance modeling. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 707.

Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., Pihl, J., Sigra, P., Wikström, A., 2017. A Framework for Regulating Underwater Noise During Pile Driving. Report by Vindval. pp 115.

Arts, F.A., S. Lilipaly & R.C.W. Strucker, 2014. Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2012/2013. RWS Centrale Informatievoorziening BM 14.11.

ASCOBANS, 2011. Summary Record of the 18th Meeting of the Advisory Committee. UN Campus, Bonn, Germany, 4-6 May 2011.

de Backer, A. en Hostens K. 2018. Soft sediment epibenthos and fish monitoring at the belgian offshore wind farm area: situation 6 and 7 years after construction. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, 136 p.

Bergman M., G. Duineveld, R. Daan, M. Mulder & S. Ubels, 2012. Impact of OWEZ wind farm on the local macrobenthos community macrobenthos. Final report OWEZ_R_261_T2_20121010. NoordzeeWind – Wageningen Imares.

Bijkerk 1988. Ontsnappen of begraven blijven: de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden: literatuuronderzoek. In opdracht van Rijkswaterstaat, rdd aquatic ecosystems.

BMU, 2013. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept).

Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic fields on marine organisms, in Offshore Wind Energy. Springer. ;223-234.

Bolle LJ, de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW et al. (2012) Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. PLoS ONE 7(3): e33052. doi:10.1371/journal.pone.0033052

Bolle, L.J., E. Blom, C.A.F. de Jong, M.B. Halvorsen, R. Hoek, C.J.G van Damme, P.W. Wessels, H.V. Winter, C.M. Woodley, C. Hinrichs, T. Huijjer, M. Lohman, I. Pennock, 2014. Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. Imares WageningenUR report number C111.14, IJmuiden, Nederland.

Bolle, L.J., C. A. F. de Jong, S. M. Bierman, P. J. C. van Beck, P. W. Wessels, E. Blom, C. J. G. van Damme, H. V. Winter & R. P. A. Dekeling, 2016: Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 875: 91 - 100.

Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.

Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011

Bos O.G., M.F. Leopold & L.J. Bolle, 2009. Passende Beoordeling windparken: Effecten van heien op vislarven, vogels en zeezoogdieren. IMARES rapport C079/09

Bos O.G., A. Gittenberger, I. de Boois, M. van Asch, J.T van der Wal, J. Cremer, B. van der Hoorn, S. Pieterse, P.A.J. Bakker, 2016. Soortenlijst Nederlandse Noordzee. Wageningen Marine Research rapport C125/16. DOI: <https://doi.org/10.18174/401117>

Bos O.G., J.W.P. Coolen & J.T. Tjalling van der Wal, 2019. Biogene riffen in de Noordzee, actuele en potentiële verspreiding van rifvormende schelpdieren en wormen. Wageningen Marine Research rapport C058/19

Bouma S., & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126

Bouma S. & W. Lengkeek 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.

Brandt, M.J., A. Diederichs, K. Betke & G. Nehls, 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421, 205-216.

Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232.

Brasseur, S., T. van Polanen Petel, G. Aarts, E. Meesters, E. Dijkman & P. Reijnders, 2010. Grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Dutch North sea: population ecology and effects of wind farms. IMARES report No C137/10.

Brasseur, S. Aarts, G. Meersters, E. Polanen Petel, t. van, Dijkman, E. Cremer, J. & Reijnders, P. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms (2012). Rapport: OWEZ R 252 T1 20120130, 30-01-2012.

Brasseur S.M.J.M, van Polanen Petel T.D., Gerrodette T., Meesters E.H.W.G., Reijnders P.J.H., Aarts G. (2015). Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. *Marine Mammal Science* 31:405-426

Brasseur S., Carius F., Diederichs B., Galatius A., Jeß A., Körber P., Schop, J., Siebert U., Teilmann J., Thøstesen, C.B. & Klöpffer S. (2020) Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2019-2020, Less disturbance? CWSS, Wilhelmshaven, Germany.

Camphuysen, C.J., 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ-Report 2011-05. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel

Camphuysen, C.J. & M.L. Siemensma, 2011. Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in The Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

Casper BM, Halvorsen MB, Matthews F, Carlson TJ, Popper AN 2013. Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped Bass. *PLoS ONE* 8: e73844. doi:10.1371/journal.pone.0073844 De Robertis et al., 2003

Casper, B.M., Halvorsen, M.B., Carlson, T.J. and Popper, A.N., 2017. Onset of barotrauma injuries related to number of pile driving strike exposures in hybrid striped bass. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 141(6), pp.4380-4387.

CBS, PBL & Wageningen UR, 2012. Ruimtelijke verdeling biodiversiteit in de Noordzee, 1991-2010 (indicator 2159, versie 01 , 25 september 2012). . <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl>. . CBS; Planbureau voor de Leefomgeving en Wageningen UR, Den Haag, Bilthoven en Wageningen.

Coates, D.A., Deschutter, Y., Vincx, M. and Vanaverbeke, J., 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine environmental research*, 95, pp.1-12.

Coates, D.A., Van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M. and Vanaverbeke, J., 2015. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia*, 756(1), pp.3-18.

Compendium voor de leefomgeving, www.clo.nl, 2016, 2018 en 2019.

Coolen, J.W., Bos, O.G., Glorius, S., Lengkeek, W., Cuperus, J., van der Weide, B. and Agüera, A., 2015. Reefs, sand and reef-like sand: A comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. *Journal of Sea Research*, 103, pp.84-92.

Coolen, J.W.P., 2017. North Sea reefs: benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the southern North Sea (Doctoral dissertation, Wageningen University).

Couperus, B., E. Winter, O. van Keeken, T. van Kooten, S. Tribuhl & D. Burggraaf, 2010. Use of high resolution sonar for near_turbine fish observations (DIDSON) – We@Sea 2007_002. IJmuiden, IMARES

Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p. 423–426.

Craeymeersch J.A., Witbaard R., Dijkman E., Meesters H.W.G., 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Report number C070/80 IMARES.

Cremer, J., Brasseur, S., Czeck, R., Galatius, A., Jensen, L.F., Armin, J., Körber, P., Pund, R., Siebert, U., Teilmann, J., Klöpffer, S., 2019. EG-Seals grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2018-2019. Stedily growing, CWSS, Willemshaven.

Daan N., 2005. Aanzet tot een systeembeschrijving Noordzee: de visgemeenschap. RIVO rapport C012/05.

Daan R., Mulder M & Bergman M.J.N., 2009. Impact of windfarm OWEZ on the local macrobenthos community. Report OWEZ_R_261_T1_20091216.

Dähne, M., A. Gilles, K. Lucke, V. Peschko, S. Adler, K. Krügel & U. Siebert, 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters*, 8(2).

Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar Ecol Prog Ser* 580: 221–237.

Dannheim, J., L. Bergström, S.N.R. Birchenough, R. Brzana, A.R. Boon, J.W.P. Coolen & J.C. Dauvin, 2020. Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES Journal of Marine Science*, 77: 1092–1108.

De Robertis, A., C.H. Ryer, A. Veloza & R.D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(12): 1517-1526.

Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PloS one* 9(10): e109280.

Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L. and Vincx, M., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution*, 208, pp.747-757.

Debusschere E, De Coensel B, Bajek A, Botteldooren D, Hostens K, Vanaverbeke J et al. (2014) In Situ Mortality Experiments with Juvenile Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) in Relation to Impulsive Sound Levels Caused by Pile Driving of Windmill Foundations. *PLoS ONE* 9(10): e109280. doi:10.1371/journal.pone.0109280

Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L. and Vincx, M., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution*, 208, pp.747-757.

Derweduwen, J., Vandendriessche, S. and Hostens, K., 2016. Effects of Belgian wind farms on the epibenthos and fish of the soft sediment. *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.

Didderen, K., P. Kamermans, W. Lengkeek, 2019. GEMINI Wind Farm oyster pilot, results 2018. Bureau Waardenburg

Diederichs, A., H. Pehlke, G. Nehls, M. Bellmann, P. Gerke, J. Oldeland, C. Grunau, S. Witte & A. Rose, 2014. Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten. *BMU Förderkennzeichen 0325309A/B/C*, BioConsult SH, Husum.

Eigaard, O.R., F. Bastardie, M. Breen, G.E. Dinesen, N.T. Hintzen, P. Laffargue, L.O. Mortensen, J.R. Nielsen, H.C. Nilsson, F.G. O'Neill, H. Polet, D.G. Reid, A. Sala, M. Sköld, C. Smith, T.K. Sørensen, O. Tully, M. Zengin, A.D. Rijnsdorp 2016 Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J Mar Sci*; 73 (suppl_1): i27-i43. doi: 10.1093/icesjms/fsv099

Emma, B., 2016. A Review of the Evidence of Electromagnetic Field (Emf) Effects on Marine Organisms. *Res. Rev. J Ecol. Environ. Sci.* 4(4):22-26).

Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments - options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5: 69-80.

Fey, D.P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulewicz, E., Otremba, Z. and Urban-Malinga, B., 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish?. *Aquatic Toxicology*, 209, pp.150-158.

Galatius A, S.M.J.M. Brasseur, P.J.H. Reijnders, T. Borchardt, U. Siebert, M. Stede, S. Ramdohr, L.F. Jensen & J. Teilman (2012) Trilateral Seal Expert Group (TSEG). Aerial Surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2012. Substantial increases in moult counts. *Common Wadden Sea Secretariate (CWSS)*.

Galatius A., Brasseur S., Cremer J., Czeck R., Jeß A., Körber P., Pund R., Siebert U., Teilmann J. & Klöpffer S. (2019). Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2019. CWSS, Wilhelmshaven, Germany

Geelhoed, S., Scheidat, M., Aarts, G., van Bemmelen, R., Janinhoff, N., Verdaat, H. & Witte, R., 2011. Shortlist masterplan wind aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES, Wageningen Report number C103/11.

Geelhoed, Steve & van Polanen Petel, Tamara. (2011). Zeezoogdieren op de Noordzee : achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.

Geelhoed, S.C.V., Scheidat, M., van Bemmelen, R.S.A. & Aarts, G., 2013. Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) on the Dutch Continental Shelf, aerial surveys in July 2010- March 2011. *Lutra* 56(1): 45-57.

Geelhoed, S.C.V., Scheidat, M., van Bemmelen, 2014, Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013, Report number C027/14.

Geelhoed, S.C.V., S. Lagerveld & J.P. Verdaat, 2015. Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2015. IMARES report C189/15.

Geelhoed, S.C.V., N. Janinhoff, S. Lagerveld, L.S. Lehnert & J.P. Verdaat, 2018. Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2017. Wageningen Marine Research (University & Research centre), WMR report C030/18.

Goodson, A. D. and Sturtivant, C. R. 1996. Sonar characteristics of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*): source levels and spectrum. – *ICES Journal of Marine Science*, 53: 465–472.

Hal, R. van, B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imeres Wageningen UR.

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2012a. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLoS ONE* 7: e38968

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012b. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proc. R. Soc. B* 279: 4705-4714

Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.

Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019

Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC

4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.

Herbert-Read J.E., L. Kremer, R. Bruintjes, A.N. Radford & C.C. Iannou, 2019. Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20171627. doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.1627>

Hoekstein, M.S.J., Arts, F.A., S.J. Lilipaly, K.D. van Straalen, M. Sluijter & P. A. Wolf, (2020). Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2018/2019, Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 20.03. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2020-03. Deltamilieu Projecten, Vlissingen.

Hunter, E., R.J. Cotton, J.D. Metcalfe & J.D. Reynolds, 2009. Large-scale variation in seasonal swimming patterns of plaice in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 392: 167-178.

Jansen, O.E. (2013) Fishing for food: Feeding ecology of harbour porpoises *Phocoena phocoena* and white-beaked dolphins *Lagenorhynchus albirostris* in Dutch waters. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL

Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report - TNO 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.

JASCO Research Ltd (2006). Vancouver Island Transmission Reinforcement Project: Atmospheric and Underwater Acoustics Assessment. Report prepared for British Columbia Transmission Corporation 49 pp., <http://www.eao.gov.bc.ca>

De Jong, M.F., M.J. Baptist, H.J. Lindeboom & P. Hoekstra, 2015. Relationships between macrozoobenthos and habitat characteristics in an intensively used area of the Dutch coastal zone. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 72(8): 2409-2422. De Robertis, A., C.H. Ryer, A. Veloza, R.D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1517-1526

De Jong, C & B. Binnerts, 2016. Onderwatergeluidberekeningen Net op Zee Hollandse Kust (zuid). Bijlage 2 bij Passende Beoordeling Net op zee Hollandse Kust (zuid). Passende beoordeling Net op zee Hollandse Kust (zuid). A&W-rapport 2263.

de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2019. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.

Jongbloed, R.H., D.M.E. Slijkerman, R. Witbaard & M.S.S. Lavaleye, 2013. Ontwikkeling zeebodemintegriteit op het Friese Front en de Centrale Oestergronden in relatie tot bodemberoerende visserij: Verslag expert workshop. IMARES

Kastelein, R.A., N. Steen, R. Gransier & C.A.F. de Jong, 2013. Brief Behavioral Response Threshold Level of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to an Impulsive Sound. *Aquatic Mammals* 39: 315–323.

Kastelein, R.A., Jennings, N., Kommeren, A., Helder-Hoek, L. and Schop, J., 2017. Acoustic dose-behavioral response relationship in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to playbacks of pile driving sounds. *Marine Environmental Research*, 130, pp.315-324.

Kirschvink, J.L. (1990) Geomagnetic sensitivity in cetaceans; An update with live stranding records in the United States. In J.A. Thomas & R.A. Kastelein, sensory abilities of cetaceans; laboratory and field evidence (Vol. 196, pp. 639 – 649). New York: Plenum.

Krone, R., Dederer, G., Kanstinger, P., Krämer, P., Schneider, C. and Schmalenbach, I., 2017. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment-increased production rate of *Cancer pagurus*. *Marine environmental research*, 123, pp.53-61.

Van der Land, M.A., 1991. Distribution of flatfish eggs in the 1989 egg surveys in the southeastern North Sea, and mortality of plaice and sole eggs. *Netherlands Journal of Sea Research* 27(3-4): 277-286

Leewis L. & Klink A. 2017. Prinses Amalia Windturbine park 2017. Statistical comparison of benthic fauna inside and outside the Prinses Amalia Wind Park; a preliminary analysis. Korte notitie in opdracht van Rijkswaterstaat. Eurofins AquaSense.

Leewis, L., Klink, A.D., Verduin, E.C. (2018) Benthic development in and around offshore wind farm Prinses Amalia Wind Park near the Dutch coastal zone before and after construction (2003-2017) A statistical analysis (Reference RWS: 4500264484), Rijkswaterstaat, 65 pp.

Lefaible, N., Braeckman, U., Moens, T., 2018 Effects of wind turbine foundations on surrounding macrobenthic communities. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, 136 p.

Lengkeek, W., K. Didderen, M. Dorenbosch, S. Bouma, H. W. Waardenburg, 2013. Biodiversiteit van kunstmatige substraten. Een inventarisatie van 10 scheepswrakken op het NCP. Rapport 13-226, Bureau Waardenburg, Culemborg

Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Report number: Final Report/Annual Report 2005: 134.

Leopold, M.F., M.J. Baptist, L. IJsseldijk & B. Engels Rapport C096/13 aart

Lindeboom, H., J. Geurts van Kessel & L. Berkenbosch, 2005. Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ/2005.008.

Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6 035101 doi: 10.1088/1748-9326/6/3/035101.

- Lock K., Faasse M. and Vanagt T.J., 2014. Assessment of the soft sediment fauna six years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2013002.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S. and Bull, A.S., 2015. Identical response of caged rock crabs (*Genera Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 114(1), pp.33-42.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S., McCrea, M. and Bull, A.S., 2017. Assessing potential impacts of energized submarine power cables on crab harvests. *Continental Shelf Research*, 151, pp.23-29.
- Meager, J.J., T. Solbakken, A.C. Utne-Palm, T. Oen, 2005. Effects of turbidity on the reactive distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1978-1984
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol. Modell.* 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *MEPS* 496:99-108.
- Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 597, 259 – 272
- NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.
- Öhman, M.C., Sigraý, P. and Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO: A journal of the Human Environment*, 36(8), pp.630-634.
- Popper, A.N., M.E. Smith, P.A. Cott, B.W. Hanna, A.O. MacGillivray, M.E. Austin & D.A. Mann, 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *The Journal of the Acoustical Society of America* 117(6): 3958-3971.
- Popper, A. N., and Hawkins, A. D. (eds) (2014). "The effects of noise on aquatic life II," Springer Science+Business Media, LLC, New York.
- Popper, A. N., and Hawkins, A. D. (eds), 2014. "The effects of noise on aquatic life II," Springer Science+Business Media, LLC, New York.

Reiss, H., S.P.R. Greenstreet, K. Sieben, S. Ehrich, G.J. Piet, F. Quirijns, L. Robinson, W.J. Wolff, I. Kröncke, 2009. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series*, 394: 201–213

Reubens J., 2011. Windmolens in de Noordzee: een kraamkamer voor de schaarse kabeljauw. *Energienieuws* 27 juli 2012.

Reubens, J.T., Degraer, S. and Vincx, M., 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia*, 727(1), pp.121-136.

Reijnders, P.J.H., J. van Dijk & D. Kuiper (1995). Recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal *Halichoerus grypus*. *Biological Conservation*, 71: 231-235.

Rijnsdorp, A. D. (Designer), & Bos, O. G. (Designer). (2017). Beoordeling van het effect van bodemvisserij. Digital or Visual Products, Wageningen Marine Research. Retrieved from <http://edepot.wur.nl/429295>

Roach, M., Cohen, M., Forster, R., Reville, A.S., Johnson, M. (ed. S. Degraer), 2018. The effects of temporary exclusion of activity due to wind farm construction on a lobster (*Homarus gammarus*) fishery suggests a potential management approach. *ICES Journal of Marine Science*, 75(4), pp.1416-1426

Roberts, L., Cheesman, S., Breithaupt, T. and Elliott, M., 2015. Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series*, 538, pp.185-195.

Roberts, L., Harding, H.R., Voellmy, I., Brintjes, R., Simpson, S.D., Radford, A.N., Breithaupt, T. and Elliott, M., 2016, July. Exposure of benthic invertebrates to sediment vibration: from laboratory experiments to outdoor simulated pile-driving. In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL (Vol. 27, No. 1, p. 010029)*. ASA.

Roberts, L. and M. Elliott, 2017. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. *Science of the Total Environment*, 595, pp.255-268.

Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 2151-2168.

Scheidat M, Verdaat H, Aarts G (2012) Using aerial surveys to estimate density and distribution of harbour porpoises in Dutch waters. *Journal of Sea Research* 69:1-7.

Scheidat, M., R. Leaper, M. van den Heuvel-Greve & A. Winship, 2013. Setting Maximum Mortality Limits for Harbour Porpoises in Dutch Waters to Achieve Conservation Objectives. *Open Journal of Marine Science* 2013, 3.

Scott, K., Harsanyi, P. & A.R. Lyndon, 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDS) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine pollution bulletin*, 131, pp.580-588.

Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H. and Davie, A., 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural engineering*, 67, pp.67-76.

Snoek, R., R de Swart, K. Didderen, W. Lengkeek, M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study.

Southall, B.L., A.E. Bowles, W.T. Ellison, J.J. Finneran, R.L. Gentry, C.R. Greene Jr., D. Kastak, D.R. Ketten, J.H. Miller, P.E. Nachtigall, W.J. Richardson, J.A. Thomas & P.L. Tyack, 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals*, 33(4), 411–521.

Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. *J Exp Biol* 207: 1615-1624.

Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. *Animal Behaviour* 74: 207-218.

Spiga, I., Caldwell, G.S. and Bruintjes, R., 2016, July. Influence of Pile Driving on the Clearance Rate of the Blue Mussel, *Mytilus edulis* (L.). In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL* (Vol. 27, No. 1, p. 040005). ASA.

Spiga, I., Aldred, N. and Caldwell, G.S., 2017. Anthropogenic noise compromises the anti-predator behaviour of the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (L.). *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), pp.297-305.

Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science* 68: 929–936.

Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N. & A. Carlier, 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 96, pp.380-391.

Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd 62.

Thomson 2015. MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy.

Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766 – 3773.

Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90: 196–208.

Tricas, T. & A. Gill, 2011. Effects of EMFs from undersea power cables on elasmobranchs and other marine species. Normandeau Associates, Inc report. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region, Camarillo, CA. OCS Study BOEMRE 2011-09.

Van Damme, C.J.G., Hoek, R., Beare, D., Bolle, L.J., Bakker, C., van Barneveld, E., Lohman, M., Os-Koomen, E., Nijssen, P., Pennock I., & Tribuhl, S. 2011. Shortlist Master plan Wind Monitoring fish eggs and larvae in the Southern North Sea: Final report Part A. Report number C098/11 IMARES.

Van Denderen, P.D., T. van Kooten & A.D. Rijnsdorp, 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280(1769): 20131883.

Van Denderen P. D. Hintzen N. T. Rijnsdorp A. D. Ruardij P. van Kooten T. 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on Benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* , 17: 1216–1226.

Van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D. and Van Kooten, T., 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 541, pp.31-43.

Van Deurs, M., T.M. Grome, M. Kaspersen, H. Jensen, C. Stenberg, T.K. Sørensen, J. Støttrup, T. Warnar & H. Mosegaard, 2012. Short-and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. *Marine Ecology Progress Series* 458: 169-180.

Van Duin C.F., Jaspers C.J., Kreft M., 2011. Offshore Windpark Q10. Milieueffectrapport. Grontmij, 2011.

van Duren, L.A., Gittenberger, A., Smaal, A.C., Koningsveld, M. van, Osinga, R., Cado van der Lelij, J.A., Vries, M.B. de., 2016. Rijke riffen in de Noordzee : verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat. Rapport 1221293-000, Deltares (2016)

Van Hal R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken, E. Winter, 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW) - Fish community. IMARES Report C059/12 OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish.

Van Hal R., 2013. Round Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C117/13A.

Van Hal R., 2014. Demersal Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C125/14.

Van Hal, R., Griffioen, A.B. and van Keeken, O.A., 2017. Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research*, 126, pp.26-36.

Vanagt T., Van de Moortel L., Heusinkveld J., Faasse M., Pérez-Domínguez R. and Lock K., 2013. Assessment of the soft sediment fauna five years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2012011-2.

Vanagt T. and Faasse M., 2014. Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.

Vandendriessche, S., Derweduwen, J. and Hostens, K., 2015. Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia*, 756(1), pp.19-35.

Westerberg, H., I. Lagenfelt, & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. *Ices Journal of Marine Science* 64: 1457-1462.

Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*. 15(5-6): p. 369-375.

Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.

Wright, S.R., Lynam, C.P., Righton, D.A., Metcalfe, J., Hunter, E., Riley, A., Garcia, L., Posen, P. & Hyder, K., 2018. Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*.

Zabar, Z., Birenbaum, L., Cheo, B.R., Joshi, P.N. & Spagnolo, A., 1992. A detector to identify a de-energized feeder among a group of live ones. *IEEE transactions on power delivery*, 7(4), pp.1820-1824. DOI: 10.1109/61.156984

Ministerie van IenW & Ministerie van LNV, 2018. Ontwerp Mariene Strategie (deel 1). Actualisatie van huidige milieutoestand, goede milieutoestand, milieudoelen en indicatoren. Juni 2018 (OSPAR Commission 2013a, 2013b, 2013c, 2015)

Hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid

Barentse, J. Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie. Jacobs Comrimo Nederland, juli 2000.

van Doorn, J, Duursma, A., Koldenhof, Y. & Valstar, J. WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen. MARIN, 31132-3-MSCN-rev.1.0, 13 mei 2019

Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

Rijksoverheid (2022). Programma Noordzee 2022 – 2027

van Rooij, J. Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea. HVR Engineering, 081.R030.M006, 9 december 2020

Hoofdstuk 9 Landschap

Bishop, Ian. 2002. Determination of thresholds of visual impact: The case of wind turbines. *Environment and Planning B: Planning and Design*. 29. 707-718. 10.1068/b12854.

KNMI, 2012. Uurgegevens van het weer in Nederland. Gedownloade gegevens. Via <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/uurgegevens>.

Kyba, Christopher C. M.; Mohar, Andrej; Posch, Thomas (2017). "How bright is moonlight?". *Astronomy & Geophysics*. 58 (1): 1.31–1.32. doi:10.1093/astrogeo/atx025.

Lörzing, .H, Harbers, A., Breedijk, M., 2007. De zichtbaarheid van de Bellen van Zuylen-toren. Ruimtelijk Planbureau, Den Haag.

Martinez-Condo & Macknick, 2007: Venster op de Geest

Nierman et al, 2010, Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee.

Pondera Consult, 2018, MER Kavel V Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), bijlage 10 – Zichtbaarheidsanalyse

Pondera Consult, 2019, MER Kavel VI en VII Windenergiegebied Hollandse Kust (west) (2019), bijlage 10 – Zichtbaarheidsanalyse

Pondera Consult, 2015, MER Kavels I t/m IV, Hollandse Kust (zuid) (2015)

Shang, Haidong & Bishop, Ian. (2000). Visual Thresholds for Detection, Recognition and Visual Impact in Landscape Settings. *Journal of Environmental Psychology*. 20. 125-140. 10.1006/jevp.1999.0153.

Hoofdstuk 10 Overige gebruiksfuncties

Agentschap Telecom, 2017, Toetsingscriterium Straalverbindingen en Windturbines.

Besluit luchtverkeer, 2014, Geraadpleegd via <https://wetten.overheid.nl/BWBR0035899/2014-12-12>.

Verordening EU nr. 923/2012, UITVOERINGSVERORDENING (EU) Nr. 923/2012 VAN DE COMMISSIE van 26 september 2012

Brown, C. Offshore Wind Farm Helicopter Search and Rescue Trials Undertaken at the North Hoyle Wind Farm; Report of helicopter SAR trials undertaken with Royal Air Force 'C' Flight 22 Squadron on March 22nd 2005. Maritime and Coastguard Agency, 2005.

Ecorys, Kansen, risico's en kosten voor de visserij bij toestaan sleepnetvisserij in windenergiegebieden Eindrapportage, Rotterdam, 30 juli 2019.

European Parliament, 2019, Conservation of fishery resources and protection of marine ecosystems through technical measures, Strasbourg, 16 April 2019

Howard, M. & C. Brown. Results of the electromagnetic investigations and assessments of marine radar, communications and positioning systems undertaken at the North Hoyle wind farm by QinetiQ and the Maritime and Coastguard Agency, 2004.

Howard et al., 2004, Results of the electromagnetic investigations and assessments of marine radar, communications and positioning systems undertaken at the North Hoyle wind farm by QinetiQ and the Maritime and Coastguard Agency, 15 November 2004.

IALA, Recommendation O-139 – The Marking of Man-made Offshore Structures December 2008.

Luchtvaartgids, Integrated Aeronautical Information Package, onder ENR 2.2, sub 3.2.1 en sub 3.3.2.3

MARIN, Veiligheidsstudie offshore windpark West Rijn; Nieuwe VSS bij Rotterdam, 2006, Rapport Nr. 20232.621 IAS

Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, 2020, Nationale Omgevingsvisie.

Minister van Economische Zaken en Klimaat, 11 februari 2022, Kamerbrief: Publicatie verordening Brexit Adjustment Reserve en nationale Invulling,

Mosselzaadinvanginstallaties. Geraadpleegd via <https://pdokviewer.pdok.nl/#>.

NLOG. Geraadpleegd via <https://www.nlog.nl/kaart-boringen>, update juni 2022

Noordezeeloket, 2018 Indicatieve routes recreatievaart Noordzee.

Omroep Flevoland, Brandstoftoeslag moet kotters vissers weer laten uitvaren.

<https://www.omroepflevoland.nl/nieuws/277623/brandstoftoeslag-moet-kottersvissers-weer-laten-uitvaren>, bron geraadpleegd in juni 2022

Periplus Archeomare, IJmuiden Ver Wind Farm Zone – an archaeological assessment of geophysical survey data, July 2021.

Radio Holland, Onderzoek naar radarverstoring door Prinses Amaliawindpark en Offshore Windpark Egmond aan Zee, Resultaten van de veldexperimenten in 2010 bij kalme zee, 2012

REASeuro, UXO Desk Top Study Wind Farm Zone IJmuiden Ver, April 2020.

Rijksoverheid, Nieuwsbericht 13-12-2011: Delen Noordzee verboden voor visserij door akkoord natuurbeweging, vissers en rijksoverheid. Geraadpleegd via:
<https://www.rijksoverheid.nl/actueel/nieuws/2011/12/13/delen-van-noordzee-verboden-voor-visserij-door-akkoord-natuurbeweging-vissers-en-rijksoverheid>

Spaven consulting. Wind turbines and radar: operational experience and mitigation measures. Report to a consortium of wind energy companies, december 2001.

To70, 2020. Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms - HFDM analysis and consultation with helicopter operators.

van der Reijden et al, 2018, North Sea demersal fisheries prefer specific benthic habitats. PLoS ONE 13(12): e0208338. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208338>.
<https://www.wur.nl/nl/nieuws/Noordzeevissers-tonen-voorkeur-voor-zeldzame-habitats.htm>.

Vissersbond, Ontwikkelingen sanering vanuit BAR, <https://www.vissersbond.nl/ontwikkelingen-sanering-vanuit-bar/>, geraadpleegd in juni 2022

Vissersbond, Brandstofprijscrisis kottervisserij, <https://www.vissersbond.nl/brandstofprijscrisis-kottervisserij/>, bron geraadpleegd in juni 2022

Wageningen Economic Research, 2019 Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. Mol, Arie; Oostenbrugge, Hans van; Röckmann, Christine; Hintzen, Niels

WUR (2022), agrimatie – informatie over de agrosector.
<https://agrimatie.nl/PublicatiePage.aspx?subpubID=2526§orID=2860&themaID=2286&indicatorID=2880>, bron geraadpleegd in juni 2022.

Hoofdstuk 11 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

Banou, A., Laurent, A., & Olsen, S. I. (2016). Life cycle assessment of onshore and offshore wind energy – from theory to application. *Applied Energy*, 180, 327-337. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.058>

CBS (2022) Hernieuwbare energie; verbruik naar energiebron, techniek en toepassing. Bron: <https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/84917NED>. Geraadpleegd 13-04-2022

IPCC 2014, Chapter 7 – Energy Systems. Bron: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_chapter7.pdf Geraadpleegd 10-08-2022.

Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: *Int. J. Sustainable Manufacturing*, Vol. 3, No. 2, 2014, <http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf>

Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: *Int. J. Sustainable Manufacturing*, Vol. 3, No. 2, 2014, <http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf>

Siemens Gamesa Renewable Energy, A clean energy solution – from cradle to grave, Environmental Product Declaration SG 8.0-167 DD.

WF East Anglia 3 heeft de status “Consented”. Bron: <https://www.thecrownstate.co.uk/en-gb/what-we-do/asset-map/>, geraadpleegd 13-04-2022

Bijlage 2
Voornemen



1 Nadere omschrijving voornemen

De volgende paragrafen beschrijven de onderdelen van het voornemen in meer detail:

- Individuele turbines;
- Turbineopstellingen;
- Type funderingen;
- Aanlegwijzen funderingen;
- Elektrische infrastructuur.

De afmetingen van de te onderzoeken turbines uit het voornemen en de verschillende funderingsvormen, aanlegwijzen en kenmerken van de elektrische infrastructuur zijn in onderstaande tabel 2.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen etc. en betreffen dan ook een bandbreedte.

Tabel 2.1 Bandbreedte turbines, funderingswijzen en elektrische infrastructuur.

Onderwerp	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	15 – 20 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, tripod, gravity based structure, suction bucket
Aanlegwijze paalfunderingen	Intrillen, heien, boren, suction
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SELss op 750 meter van de geluidsbron
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 - 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

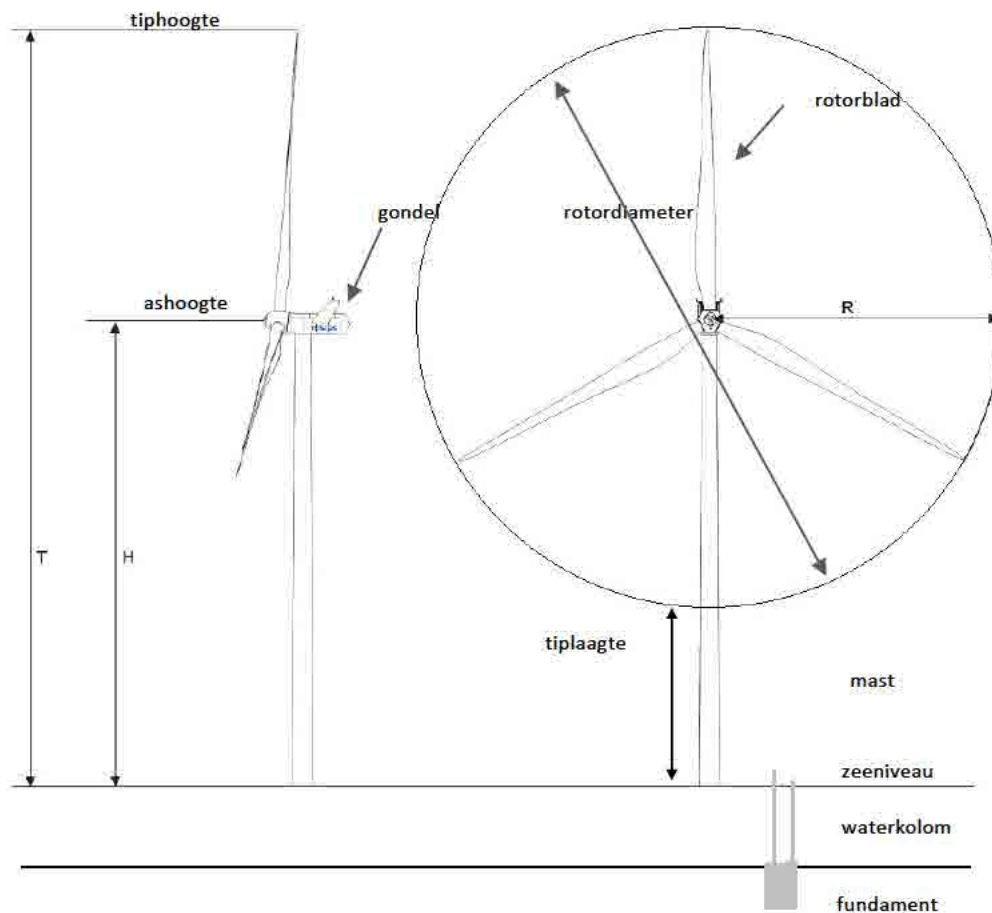
1.1 Individuele turbines

Het voornemen bestaat uit turbines met een vermogen van 15 tot en met 20 MW. De belangrijkste onderdelen van een windturbine zijn, ongeacht het type;

- de rotorbladen;
- de gondel waarin de generator zich bevindt, en;
- de mast;
- het fundament.

Deze onderdelen worden in figuur 2.1 weergegeven.

Figuur 2.1 Onderdelen windturbine (Bron: Vestas, 2011).



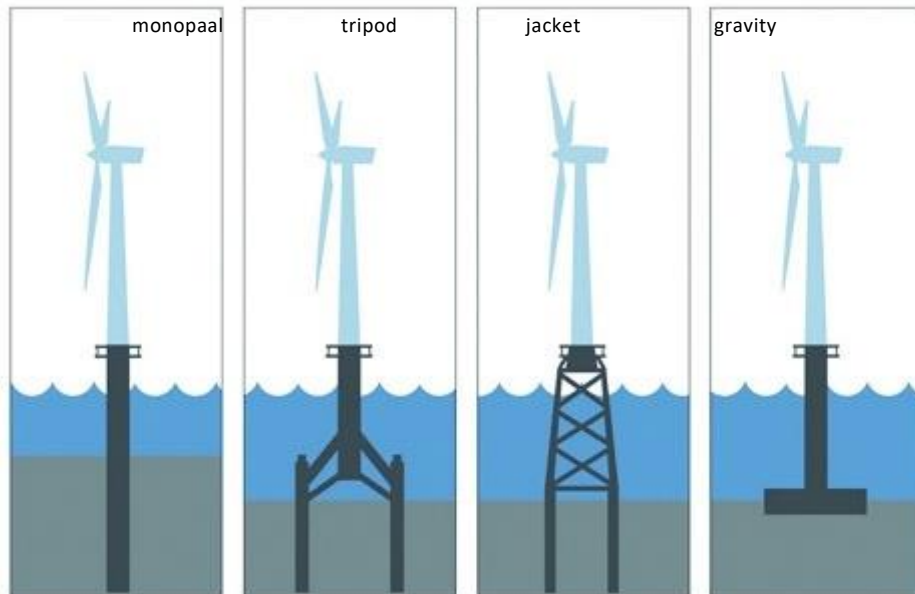
De afmetingen van de te onderzoeken turbines zijn in tabel 2.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen en betreffen dan ook een bandbreedte.

1.2 Type funderingen

De volgende type funderingen kunnen gebruikt worden voor de te plaatsen turbines (zie figuur 2.2, 2.3 en 2.4):

- Monopaal;
- Tripile;
- Tripod;
- Jacket;
- Gravity based;
- Suction bucket.

Figuur 2.2 Type funderingen¹. Suction bucket en tripile worden later verbeeld.



De diepte van de funderingen is afhankelijk van onder meer het turbinetype, de waterdiepte en de bodemgesteldheid. Bij de monopaal, tripile, tripod en jacket ligt de diepte van de funderingen tussen de 30 en 50 meter.

1.2.1 Monopaal

Dit fundatietype is over het algemeen geschikt voor ondiep water tot middelgrote waterdiepten (tot ongeveer 40 meter diepte). De dikte en de diameter van de paal zullen in het algemeen toenemen met de waterdiepte waarin deze geplaatst wordt en met de grootte van de windturbine. De monopaal is de meest gebruikte fundatietechniek voor offshore windturbines.

1.2.2 Jacket

Het jacket is een constructie die de windturbine draagt, welke veelal gebruikt wordt voor offshore platforms. Het bestaat uit meerdere palen die in de zeebodem staan en die met een aantal verbindingen met elkaar zijn verbonden, waar bovenop de windturbine wordt geplaatst. De grootte van het jacket is afhankelijk van de waterdiepte en de turbine.

1.2.3 Tripod

Een tripod kan het best vergeleken worden met het driepotige statief van een fotocamera. De centrale koker (turbinepaal) vormt de basis voor de turbine en deze paal wordt ondersteund door drie fundatiepalen die de turbinepaal dragen. De constructie bevindt zich onder het wateroppervlak. Dit type fundatie is vooral geschikt voor diep water.

¹ <http://www.theengineer.co.uk/in-depth/the-big-story/wind-energy-gets-serial/1012449.article>

1.2.4 Tripile

De tripile is vergelijkbaar met de tripod, met het verschil dat de constructie van de 3 fundatiepalen zich boven water bevindt.

Figuur 2.3 Voorbeeld van een tripile fundatie².



1.2.5 Gravity Based

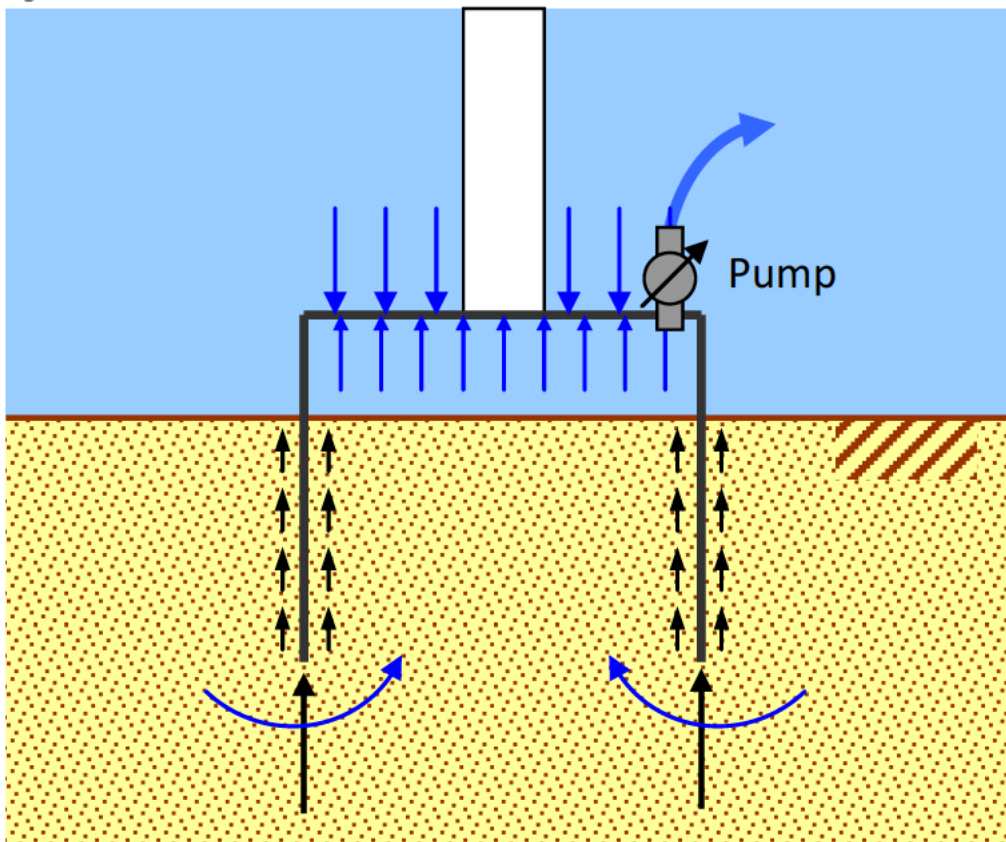
Dit fundatietype is geschikt voor plaatsen met een stabiel zeebed en vaste grondmaterialen. De fundatie heeft een basis van beton of van een staalconstructie die met stenen, zand of water wordt gevuld. Voorafgaand aan de plaatsing van de basis op de zeebodem kan een laag van rotsen/stenen worden aangebracht, waarop deze basis geplaatst wordt. Waar de waterdiepte of de geologie monopiles ongeschikt maken, zijn "gravity based" fundaties een goed alternatief. De diameter van de gravity based is afhankelijk van het turbinetype dat geplaatst wordt.

1.2.6 Suction bucket

Een suction bucket is een cilindrische constructie waarvan de bovenkant is afgesloten (omgekeerde emmer, zie figuur 2.4). Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijderd waardoor de bucket zich vastzuigt en in de bodem dringt. Bovenop de suction bucket wordt de turbinepaal gemonteerd.

²<http://www.bard-offshore.de/en/projects/nearshore/hooksiel.html>

Figuur 2.4 Suction bucket³.



Er zijn ook drijvende turbinefundaties, die met ankers op hun plek worden gehouden. Vooral in diepere wateren zijn er voordelen van een dergelijke constructie, omdat fundamente daar kostbaar zijn. Vanwege de (geringe) waterdiepte in windenergiegebied IJmuiden Ver liggen drijvende turbines minder voor de hand.

1.3 Aanlegwijze paalfunderingen

De beschreven funderingen die gebruik maken van palen, te weten monopaal, jacket, tripile, tripod of suction bucket, kunnen op verschillende wijzen worden aangelegd:

- Intrillen;
- Heien;
- Boren;
- Suction.

1.3.1 Intrillen

Door trilapparaten te bevestigen bovenop de funderingspaal, die aan een kraan hangt, kan door middel van trillingen de funderingspaal de grond in worden gebracht. Terwijl de paal langzaam neergelaten wordt, zorgen de trillingen ervoor dat de paal onder zijn eigen gewicht in de bodem zakt. Specifieke combinaties van trillingsfrequentie en energie zijn nodig voor verschillende paalafmetingen en grondcondities. Voor

³ Aanvraag wijzigingsvergunning windpark Q10/Luchterduinen, Pondera Consult, 29 februari 2012

palen met grote diameter kunnen in plaats van één groot trilapparaat enkele kleinere apparaten gezamenlijk worden toegepast. Een voordeel van trillen is dat minder geluid wordt gegenereerd dan bij heien.

1.3.2 Heien

Afhankelijk van de bodemcondities, de diameter van de fundering en de hei-energie wordt geheid binnen de geluidnorm. Deze geluidnorm is relevant als het gaat om het in beeld brengen van de gevolgen van onderwatergeluid voor met name zeezoogdieren.

1.3.3 Boren

Twee varianten zijn te onderscheiden bij het boren, namelijk variant 1 waarbij eerst een gat wordt geboord waarna de fundatiepaal wordt geplaatst, en variant 2 waarbij van binnenuit een monopile wordt geboord. Een voordeel van boren is dat minder geluid wordt gegenereerd dan bij heien.

1.3.4 Suction

Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijdert. Hierdoor wordt een drukverschil opgewekt wat resulteert in een neerwaartse kracht. Hierdoor wordt de suction bucket in de zeebodem gedrukt. Wanneer de pomp is uitgeschakeld wordt de fundering ondersteund door wandwrijving en draagkracht op de onderrand van de bucket, waardoor samen voldoende draagkracht wordt gemobiliseerd. De offshore olie- en gasindustrie heeft uitgebreide ervaring met suction buckets. Een voordeel van suction is dat er minder geluid wordt gegenereerd dan bij heien. Monopalen, tripods, tripiles en jackets kunnen door middel van suction buckets geïnstalleerd worden.

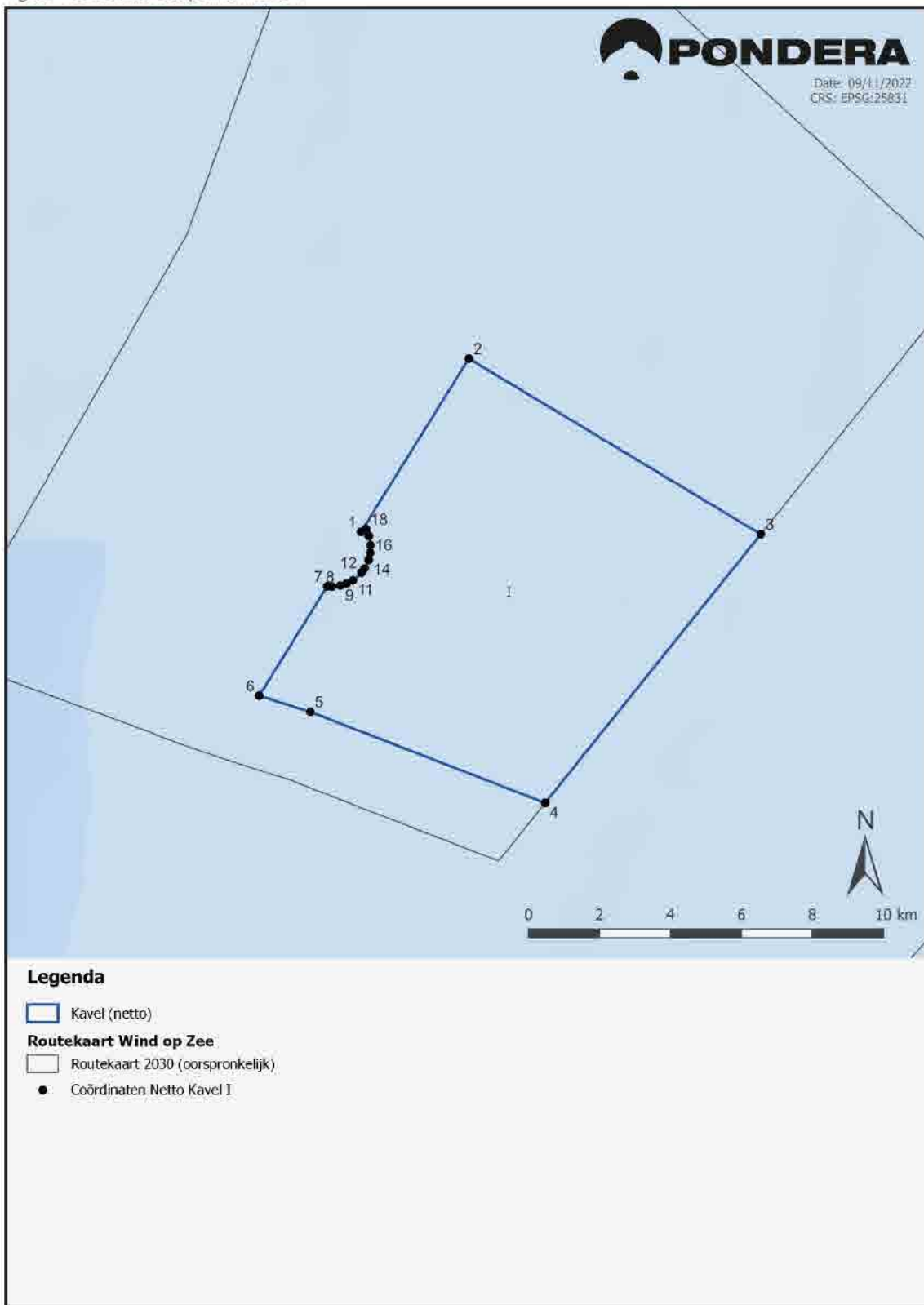
1.4 Elektrische infrastructuur

De inter-array bekabeling, dat wil zeggen de kabels binnen het windpark tussen de turbines en het nabijgelegen transformatorstation van TenneT op zee wordt uitgevoerd op een spanningsniveau van 66 kV. De kabels worden op circa 1 meter onder zeebedniveau ingegraven.

Bijlage 3
Coördinaten kavel



Figuur 1 Overzicht hoekpunten Kavel I

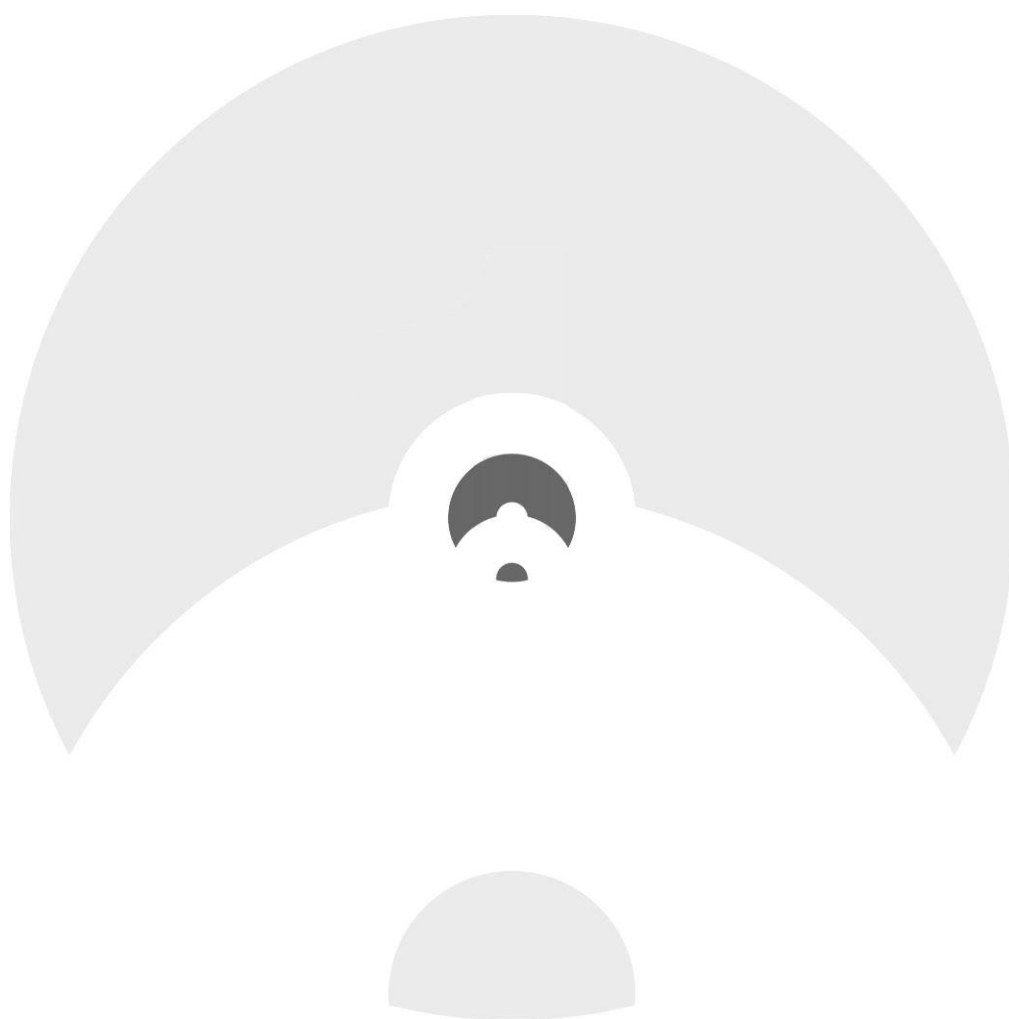


De hoekpunten van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn weergegeven in bovenstaande figuur en onderstaande tabel (coördinatenstelsel ETRS 1989 UTM Zone N31). In werkelijkheid zijn er meer hoekpunten, aangezien er diverse gekromde grenzen (bochten) zijn. Deze zijn versimpeld weergegeven als coördinatenpunten.

Tabel III.1 Coördinaten hoekpunten in coördinatenstelsel ETRS89 / UTM zone 31N (EPSG 25831)

Hoekpunt	X-coördinaat	Y-coördinaat
1	533.180	5.851.779
2	536.053	5.856.761
3	544.440	5.852.084
4	538.617	5.844.313
5	531.917	5.846.661
6	530.462	5.847.067
7	532.274	5.850.210
8	532.413	5.850.208
9	532.647	5.850.244
10	532.814	5.850.304
11	532.994	5.850.407
12	533.229	5.850.631
13	533.312	5.850.753
14	533.417	5.850.998
15	533.456	5.851.201
16	533.457	5.851.409
17	533.400	5.851.669
18	533.314	5.851.857

Bijlage 4
Achtergrondrapportage vogels, vleermuizen, vissen en benthos



Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver

Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos

R.E. van der Vliet
E.G.R. Bakker
A. Potiek
J. Kraal
J.J. Leemans
M. Boonman
A. Gyimesi



Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver

Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos

R.E. van der Vliet, E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman, A. Gyimesi

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	22-104
Projectnummer:	21-0900
Datum uitgave:	20 september 2022
Projectleider:	dr. R. van der Vliet & dr. A. Gyimesi
Tweede lezers:	R.C. Fijn, MSc. & M. Teunis, Msc.
Naam en adres opdrachtgever:	Pondera Consult B.V. Amsterdamseweg 13, 6814 CM Arnhem Postbus 919, 6800 AX Arnhem
Referentie opdrachtgever:	email dd. 14-01-2022
Akkoord voor uitgave:	drs. R.C. Fijn
Paraaf:	

Graag citeren als: van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi 2022. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Trefwoorden: Natura 2000, aanvaringsslachtoffers, verstoring, habitatverlies, Milieu Effect Rapportage, windenergie op zee, windturbines

Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Pondera Consult

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden veeleevoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Bureau Waardenburg bv hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.



Bureau Waardenburg, Varkensmarkt 9 4101 CK Culemborg, 0345 51 27 10, info@buwa.nl, www.buwa.nl



Voorwoord

De Rijksoverheid heeft doelen geformuleerd om in 2050 alle gebruikte energie in Nederland uit duurzame bronnen op te wekken. Nederland heeft met de Noordzee een gunstige plek voor windenergie op zee en daarom onderzoekt de Rijksoverheid de mogelijkheden voor de groei van het aantal windmolenparken op zee in Nederland. Hiervoor zijn afspraken geformuleerd in het Energieakkoord.

De Rijksoverheid wil de effecten van wind op zee op de natuur binnen de toegestane grenzen houden. Daarom worden voor de zogeheten kavels van nieuw te ontwikkelen windparken Milieu Effect Rapportages (MER's) en Passende Beoordelingen (PB's) opgesteld om de effecten op o.a. ecologie te bepalen voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbine-types. Vervolgens kunnen ontwikkelaars hun initiatieven binnen deze bandbreedte verder uitwerken.

Eén van de windenergiegebieden die op deze manier zal worden beoordeeld is IJmuiden Ver. Bureau Waardenburg is door Pondera Consult benaderd om een bijdrage te leveren aan de onderdelen 'Vogels' (lokaal verblijvende zeevogels (zowel broed- als niet-broedvogels) en vogels tijdens seizoenstrek), 'Vleermuizen', 'Vissen' en 'Benthos' in deze procedures.

Onderhavig document is een achtergrondrapport dat door Pondera kan worden gebruikt bij het opstellen van het MER voor kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels, vleermuizen, vissen en benthos.

Aan de totstandkoming van dit rapport werkten mee:

Abel Gyimesi	projectleiding, rapportage
Roland van der Vliet	projectleiding, rapportage
Astrid Potiek	analyses, rapportage
Jacco Leemans	analyses, rapportage
Jente Kraal	rapportage
Martijn Boonman	rapportage
Miriam Schutter	rapportage
Rebecca Bakker	rapportage
Jurryt Zwerver	GIS-analyses, kaarten
Robert Middelveld	GIS-analyses, kaarten
Malenthe Teunis	kwaliteitscontrole
Ruben Fijn	kwaliteitscontrole

Genoemde personen zijn door opleiding, werkervaring en zelfstudie gekwalificeerd voor de door hen uitgevoerde werkzaamheden. Het project is uitgevoerd volgens het kwaliteitshandboek van Bureau Waardenburg. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg is ISO gecertificeerd.



Vanuit Pondera werd de opdracht begeleid door de heer M. Jaspers Fajier. Wij danken hem voor de prettige samenwerking. Vanuit Rijkswaterstaat heeft Raoul Syrier (Rijkswaterstaat Zee en Delta) het project begeleid. Daarnaast worden Maarten de Jong, Koen Dorsman (beide Rijkswaterstaat Zee en Delta), en Laura Jansen (Ministerie van Economische Zaken en Klimaat) bedankt voor hun bijdragen bij de totstandkoming van deze rapportage.

Disclaimer

De studie betreft een beoordeling van de huidige aanwezigheid van beschermde soorten planten en dieren. Deze beoordeling is gebaseerd op bronnenonderzoek en deskundigenoordeel. Bureau Waardenburg waarborgt dat het onderzoek is uitgevoerd door deskundige onderzoekers volgens de gangbare standaardmethoden. Het bureau is niet aansprakelijk voor waarnemingen van soorten door derden en waarnemingen die na afronding van de studie bekend worden gemaakt.



Inhoud

Voorwoord	3
DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK	7
1 Voorgenomen ingreep	8
1.1 Plangebied	8
1.2 Ontwikkeling windenergie	8
2 Relevante wetgeving en beleid	10
2.1 Natura 2000-gebieden	11
2.2 Soortenbescherming	19
2.3 Natuurnetwerk Nederland	20
2.4 Kaderrichtlijn Mariene Strategie	20
2.5 OSPAR-verdrag	22
3 Effecten op vogels en vleermuizen	24
3.1 Vogels	24
3.2 Vleermuizen	35
4 Effecten op onderwaterleven: vissen en benthos	38
4.1 Vissen	39
4.2 Benthos	48
5 Materiaal en methoden	55
5.1 Brongegevens	55
5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels	64
5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen	71
5.4 Effectbepaling en –beoordeling vissen	73
5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos	73
5.6 Effectbeoordeling	73
DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN	75
6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied	76
6.1 Vogels	76
6.2 Vleermuizen	101
7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied	105
7.1 Algemeen	105
7.2 Vissen	106
7.3 Benthos	110
DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD	117
8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen	118
8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering	118



8.2	Effecten op vogels tijdens gebruiksfase	119
8.3	Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen	130
8.4	Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen	131
9	Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos	132
9.1	Effecten op vissen	132
9.2	Effecten op benthos	134
9.3	Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos	137
9.4	Samenvatting effecten op KRM vis- en benthosoorten en habitats	138
10	Mitigatie	141
10.1	Vogels en vleermuizen	141
10.2	Vissen en benthos	146
11	Cumulatieve effecten	149
11.1	Vogels	150
11.2	Vleermuizen	164
11.3	Vissen	166
11.4	Benthos	166
	Literatuur	167
	Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving	192
	Bijlage II: Soortenlijst vis	206
	Bijlage III: Soortenlijst benthos	208
	Bijlage IV: Aanvaringen met tweebladige turbines	211



DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK



1 Voorgenomen ingreep

1.1 Plangebied

Het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in de zuidelijke Noordzee op 63 km van de Noord-Hollandse kust, ten noordwesten van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het gebied van de vier kavels (van elk 1.000 MW) heeft een oppervlakte van ca. 388 km². Binnen deze rapportage worden de effecten van kavels I (met een oppervlakte van ca. 93 km²) en II (met een oppervlakte van ca. 96 km²) beoordeeld. De beoordeling van kavels III en IV vindt plaats in een parallelle procedure.



Figuur 1.1 Ligging van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver.

1.2 Ontwikkeling windenergie

In het windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen ontwikkelaars in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie. Om op voorhand (zonder concrete configuratie) tot een goede inschatting te komen van de effecten van het initiatief binnen de verschillende kavels, worden de effecten op ecologie bepaald voor een bandbreedte tussen een minimale en een maximale variant van lay-outs en turbintypes. Een windpark gevuld met 15 MW windturbines met een rotordiameter van 236 m wordt hierbij als het alternatief met het maximum aantal turbines (maximum alternatief) beschouwd en een windpark gevuld met 20 MW turbines met een rotordiameter van 280 m als het alternatief met het minimum aantal turbines (minimum alternatief; tabel 1.1). De



specificaties van de twee alternatieven zijn aangeleverd door Pondera Consult, na consultatie van Rijkswaterstaat Zee en Delta en de betrokken ministeries, voorafgaand aan het opstellen van onderhavig rapport en vastgelegd in de NRD.

Tabel 1.1 Windparkparameters per kavel voor Alternatief 1 en 2, als zijnde minimum- en maximum alternatief.

Alternatief	Turbine vermogen (MW)	Aantal turbines	Indicatief aantal MW	Turbine tiplaagte (m)	Rotordiameter (m)	Ashoogte (m)
1	15	67	1.000	25	236	143
2	20	50	1.000	25	280	165



2 Relevante wetgeving en beleid

In dit hoofdstuk worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Windenergie op Zee' (2015) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven voor wat betreft de doelstelling voor windenergie op zee. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst waaraan moet worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit, zoals de Wet natuurbescherming. In het kavelbesluit ligt de finale toestemmingsverlening verankerd. Er zijn daarmee geen aparte vergunningen en ontheffingen op grond van de Wet natuurbescherming vereist, wat niet weg neemt dat voor windenergie op zee dezelfde natuurbeschermingsnormen gelden als voor andere ingrepen, met mogelijk effecten op beschermde soorten en gebieden. Waar in onderstaande tekst dus over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden gezien in het licht van (de vervangende toestemming in) het kavelbesluit.

De belangrijkste Europese regelgeving ten aanzien van de bescherming van natuurwaarden is gebaseerd op de EU-Habitatrichtlijn ('*Habitat Directive*' (92/43/EEC)), de Vogelrichtlijn ('*Birds Directive*' (1009/147/EC)) en de Ramsar Convention. In Europees verband wordt de soortbescherming van vogels gedefinieerd in de Vogelrichtlijn op basis van status en gevoeligheid van individuele soorten. De gebiedsbescherming uit de EU-Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn is in Nederland gebaseerd op het Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden en soorten. Vanaf 1 januari 2017 zijn soortenbescherming en gebiedsbescherming geïmplementeerd in de **Wet natuurbescherming** (Wnb), dus ook voor de soorten die voorkomen in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In dit MER wordt onderzocht of er door de constructie, exploitatie en/of verwijdering van een windpark sprake is van mogelijke overtreding van verbodsbepalingen op beschermde soorten.

De constructie en de exploitatie van een windpark kan diverse effecten hebben op de in de omgeving verkerende flora en fauna. Deze effecten worden in dit rapport uiteengezet en getoetst. Er worden drie fasen onderscheiden waarin effecten op kunnen treden:

- **Constructiefase** - constructie van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Exploitatiefase** - aanwezigheid masten, draaien van windturbines en onderhoud en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Verwijderingsfase** - verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen.



2.1 Natura 2000-gebieden



Figuur 2.1 Overzicht van de locatie van het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel I en kavel II en de omliggende Natura 2000-gebieden.

In dit hoofdstuk wordt eerst de wet- en regelgeving nader toegelicht. Daarna worden elk van deze Natura 2000-gebieden besproken indien zij een instandhoudingsdoelstelling hebben voor broedvogels en/of niet-broedvogels. Een overzicht van de ligging van Natura 2000-gebieden is gepresenteerd in figuur 2.1.

2.1.1 Wetgeving rondom Natura 2000-gebieden

Gebiedsbescherming is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 2. Natura 2000-gebieden'.

Als de constructie of de exploitatie van een windpark negatieve effecten heeft op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen (kortweg: IHD's) van één of meer Natura 2000-gebieden, is een vergunning op grond van de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) vereist. Ook kunnen maatregelen om negatieve effecten te voorkomen, te verminderen of te compenseren nodig zijn.

Voorliggend rapport is een verkennend onderzoek naar de effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden. De centrale vraag van deze toetsing is: bestaat er een reële kans op significant negatieve effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of kan het optreden van significant negatieve effecten met zekerheid worden uitgesloten?

Meer in detail geeft deze rapportage antwoord op de volgende vragen:



- Welke beschermde natuurgebieden liggen binnen de invloedssfeer van het windenergiegebied? Wat zijn de IHD's voor deze natuurgebieden?
- Wat is de ligging van het plangebied ten opzichte van de habitattypen, de leefgebieden van soorten of andere natuurwaarden waarvoor de betreffende Natura 2000-gebieden zijn aangewezen? Welke functies heeft het plangebied en zijn invloedssfeer voor deze beschermde natuurwaarden?
- Welke effecten heeft de constructie en de exploitatie van een windpark op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden?
- Wat zijn de effecten van het windpark als deze worden beschouwd in samenhang met andere activiteiten en plannen, met andere woorden, wat zijn de cumulatieve effecten?
- Kunnen significante effecten (inclusief cumulatieve effecten) met zekerheid worden uitgesloten?

De effecten van de ingreep worden getoetst aan de IHD's die voor de Natura 2000-gebieden binnen de invloedssfeer van het windenergiegebied (zullen) gelden. Deze zijn ontleend aan de (concept) aanwijzingsbesluiten (<https://www.natura2000.nl/index.php/gebieden>).

2.1.2 Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels

Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. In dit hoofdstuk worden deze Natura 2000-gebieden gepresenteerd, inclusief alle broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling in het betreffende gebied. Van deze soorten zijn in de beoordeling uitsluitend broedvogelsoorten meegenomen die terecht kunnen komen in windenergiegebied IJmuiden Ver op basis van hun gemiddeld maximale foerageerrange (zie §6.1.2). Natura 2000-gebieden waarvan geen enkele beschermde soort in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kan komen of slachtoffers zijn voorspeld, worden verder buiten beschouwing gelaten. Dit geldt bijvoorbeeld voor het Duitse Vogelrichtlijngebied Helgoland (zie figuur 6.2). Voor de ligging van de verschillende Natura 2000-gebieden zie figuur 2.1.

Duinen en Lage Land Texel

In het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn 12 vogelsoorten aangewezen als broedvogels met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.1). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Duinen Vlieland

In het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland zijn 8 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.2). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).



Tabel 2.1 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen).*

Broedvogels		
roerdomp (5p)	blauwe kiekendief (20p)	dwergstern (40p)
lepelaar (120p)	kluut (120p)	velduil (20p)
eider (110p)	bontbekplevier (20p)	roodborsttapuit (40p)
bruine kiekendief (30p)	kleine mantelmeeuw (14.000p)	tapuit (100p)

Tabel 2.2 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen Vlieland (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Broedvogels		
aalscholver (870p)	blauwe kiekendief (9p)	eider (2.100p)
lepelaar (170p)	bruine kiekendief (20p)	tapuit (35p)
porseleinhoen (4p)	kleine mantelmeeuw (2.500p)	

Waddenzee

In het Nederlandse Natura 2000-gebied Waddenzee zijn 13 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.3). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Tabel 2.3 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Waddenzee (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Broedvogels		
lepelaar (430p)	eider (5.000p)	bruine kiekendief (30p)
blauwe kiekendief (3p)	kluut (3.800p)	bontbekplevier (60p)
strandplevier (50p)	kleine mantelmeeuw (19.000p)	grote stern (16.000p)
visdief (5.300p)	noordse stern (1.500p)	dwergstern (200p)
velduil (5p)		

Flamborough and Filey Coast

In het Britse Flamborough and Filey Coast zijn 4 vogelsoorten als broedvogel aangewezen met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.4). Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston *et al.* 2013). Minder dan 1% van alle foerageertochten reikten verder dan 200



km van de kolonie. Foerageertochten van jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs waarbij een van de zoekgebieden wordt doorkruist kunnen dan ook als incidenteel beschouwd worden.

Tabel 2.4 Beschermde vogelsoorten in Flamborough and Filey Coast.

broedvogels		
jan-van-gent	drieteenmeeuw	zeekoet
alk		

2.1.3 Natura 2000-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Verskillende Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee zijn (ook) voor zeevogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen. In voorliggende rapportage behandelen we alleen niet-kustgebonden vogelsoorten die in theorie in aanvaring kunnen komen met windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver en die buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee leiden. Voor de effecten van habitatverlies wordt uitsluitend het Natura 2000-gebied de Bruine Bank behandeld, voor alle overige Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee geldt dat ze op dusdanig grote afstand liggen van IJmuiden Ver dat effecten op voorhand zijn uitgesloten. Dit hoofdstuk behandelt alleen de relevante Natura 2000-gebieden, dat wil zeggen de gebieden met IHD's als niet-broedvogel voor vogelsoorten waarvan buiten het broedseizoen minstens 1 slachtoffer wordt verwacht in IJmuiden Ver (zie §8.2.1).

Momenteel zijn er in Nederland voor niet-broedvogels twee offshore Natura 2000-gebieden (Friese Front en Bruine Bank) aangewezen. Van de andere Nederlandse Natura 2000-gebieden langs de kust hebben alleen de Noordzeekustzone en Voordelta voor specifieke zeevogelsoorten IHD's als niet-broedvogel. De overige IHD's van deze gebieden betreffen kustgebonden watervogels.

Daarnaast gelden IHD's voor verschillende zeevogelsoorten als niet-broedvogel in de buitenlandse Natura 2000-gebieden Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer, Seevogelschutzgebiet Helgoland, Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete, SPA Östliche Deutsche Bucht, Sydlige Nordsø, Greater Wash en Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Voor de vogelsoorten waarvoor in deze en in overige Natura 2000-gebieden IHD's gelden als niet-broedvogel maar verder in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust, zijn effecten op voorhand uitgesloten.

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen voor zes niet-broedvogelsoorten met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.5). IJmuiden Ver overlapt niet met de Bruine Bank, zodat er geen sprake is van direct habitatverlies. Wel kunnen de verstoringseffecten van windturbines verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windenergiegebied (Dierschke *et al.*



2016), zodat een effect van habitatverlies in een buffergebied rondom het windenergiegebied wel wordt behandeld.

Tabel 2.5 Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank.

Niet-broedvogels		
jan-van-gent (behoud)	grote mantelmeeuw (behoud)	zeekoet (behoud)
grote jager (behoud)	dwergmeeuw (behoud)	alk (behoud)

Friese Front

Het Friese Front is volgens het aanwijzingsbesluit aangewezen voor zeekoet met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Kavel I en II van IJmuiden Ver liggen op ca. 80 kilometer van het Friese Front.

Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer behelst een groot deel van de Duitse Oost-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. In dit gebied zijn 78 soorten als niet-broedvogel met IHD's gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.6). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.



Tabel 2.6 *Beschermd vogelsoorten in Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Niet-broedvogels		
kleine zwaan	wilde zwaan	knobbelzwaan
alk	zeekoet	parelduiker
roodkeelduiker	aalscholver	geoorde fuut
roodhalsfuut	fuut	dodaars
kolgans	grauwe gans	kleine rietgans
rietgans	rotgans	brandgans
bergeend	wilde eend	krakeend
pijlstaart	slobeend	wintertaling
zomertaling	smient	tafeleend
kuifeend	grote zee-eend	zwarte zee-eend
brilduiker	nonnetje	middelste zaagbek
eider	blauwe reiger	lepelaar
steenloper	drieteenstrandloper	bonte strandloper
kanoet	krombekstrandloper	paarse strandloper
strandplevier	kleine plevier	bontbekplevier
goudplevier	zilverplevier	kievit
watersnip	scholekster	grutto
rosse grutto	wulp	regenwulp
kemphaan	kluut	zwarte ruiter
groenpootruiter	tureluur	kokmeeuw
zilvermeeuw	stormmeeuw	kleine mantelmeeuw
grote mantelmeeuw	dwergmeeuw	drieteenmeeuw
grote stern	visdief	noordse stern
dwergstern	zwarte stern	lachstern
slechtvalk	strandleeuwerk	oeverpieper
gele kwikstaart	frater	sneeuwgorst

Seevogelschutzgebiet Helgoland

In het Duitse Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland zijn 5 soorten als niet-broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.7). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.



Tabel 2.7 *Beschermdе vogelsoorten in Natura 2000-gebied Seevogel Schutzgebiet Helgoland. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

niet-broedvogels		
alk	zeekoet	jan-van-gent
pareldu ker	roodkeelduiker	zwarte zee-eend
eider	roodhalsfuut	drieteenmeeuw
stormmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw
grote stern	visdief	noordse stern

Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete

Het Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete beslaat een groot deel van de Duitse Noord-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. Dit gebied is voor 51 vogelsoorten aangewezen als broedvogel en voor 58 soorten als niet-broedvogel met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.8). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 2.8 *Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Niet-broedvogels		
kleine zwaan	wilde zwaan	aalscholver
noordse stormvogel	alk	zeekoet
roodkeeldu ker	parelduiker	roodhalsfuut
rotgans	brandgans	bergeend
zwarte zee-eend	eider	wilde eend
pijlstaart	slobeend	wintertaling
smient	blauwe reiger	kievit
steenloper	drieteenstrandloper	bonte strandloper
kanoet	krombekstrandloper	strandplevier
bontbekplevier	watersnip	scholekster
rosse grutto	wulp	regenwulp
kemphaan	goudplevier	zilverplevier
kluut	zwarte ruiter	groenpootruiter
tureluur	smelleken	slechtvalk
ruigpootbuizerd	blauwe kiekendief	zeearend
zilvermeeuw	stormmeeuw	kleine mantelmeeuw
grote mantelmeeuw	dwergmeeuw	kokmeeuw
drieteenmeeuw	noordse stern	paapje



baardman	strandleeuwer k	frater
sneeuwgors		

SPA Östliche Deutsche Bucht

Het Duitse Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is voor 18 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.9).

Tabel 2.9 *Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht.*

Niet-broedvogels		
fuut	zwarte zee-eend	noordse stormvogel
jan-van-gent	roodkeeldu ker	pareldu ker
drieteenmeeuw	kokmeeuw	dwergmeeuw
stormmeeuw	kleine mantelmeeuw	zilvermeeuw
grote mantelmeeuw	visdief	noordse stern
grote stern	alk	zeekoet

Sydlig Nordsø

Het Deense Natura 2000-gebied Sydlig Nordsø is voor 10 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.10).

Tabel 2.10 *Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Sydlig Nordsø.*

Niet-broedvogels		
eider	zwarte zee-eend	pareldu ker
roodkeeldu ker	grote jager	dwergmeeuw
jan-van-gent	alk	zeekoet
kleine a k		

Greater Wash

Het Britse Natura 2000-gebied Greater Wash is voor 3 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.11).

Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex

Het Britse Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex is voor 16 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.12).



Tabel 2.11 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Greater Wash. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Niet-broedvogels		
roodkeeldu ker	zwarte zee-eend	dwergmeeuw

Tabel 2.12 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Niet-broedvogels		
alk	brildu ker	ijseend
roodkeeldu ker	zilvermeeuw	stormmeeuw
dwergmeeuw	kokmeeuw	grote zee-eend
zwarte zee-eend	middelste zaagbek	kuifaalscholver
kuifduiker	drieteenmeeuw	eider
zeekoet		

Overige Natura 2000-gebieden

Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden het plangebied van IJmuiden Ver bereiken om te foerageren. Via het verdrag van de 'Ramsar Convention', waarin de bescherming van internationaal belangrijke wetlands en daaraan gelieerde vogelsoorten is geregeld, worden ook lange-afstand trekvogels, die in aanraking kunnen komen met windturbines langs de trekroutes, beschermd. Daarnaast kan ook menig trekvogel, waarvoor in één of meer Natura 2000-gebieden IHD's gelden, tijdelijk gebruik maken van het plangebied, of het plangebied doorkruisen tijdens de seizoenstrek. Hierdoor kan er sprake zijn van externe werking (zie Bijlage I), omdat deze vogelsoorten effecten kunnen ondervinden van het windenergiegebied. Deze effecten worden in onderhavig rapport beoordeeld.

2.2 Soortenbescherming

De bescherming van soorten is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 3. Soorten'.

Bij de realisatie van IJmuiden Ver moet rekening worden gehouden met het huidige voorkomen van beschermde soorten planten en dieren in het plangebied. Als de voorgenomen ingreep leidt tot het overtreden van verbodsbepalingen betreffende beschermde soorten, zal moeten worden nagegaan of een vrijstelling geldt of dat een ontheffing moet worden verkregen.

De effecten van de constructie en de exploitatie van een windpark op beschermde soorten planten en dieren zijn in beeld gebracht en getoetst aan de verbodsbepalingen uit de Wnb. Daarbij is ingegaan op de volgende vragen:

- Welke beschermde soorten komen mogelijk of zeker voor in de invloedssfeer van het windenergiegebied?



- Welke effecten op beschermde soorten heeft de realisatie van een windpark?
- Kunnen deze effecten een wezenlijke negatieve invloed op de betrokken soorten hebben?
- Welke verbodsbepalingen worden overtreden en is hiervoor een ontheffing nodig?
- Is er mogelijk sprake van een effect op de Staat van Instandhouding (Svl) van de betrokken soorten?
- Welke maatregelen voor mitigatie en compensatie van schade aan beschermde soorten zijn noodzakelijk?

De Wet natuurbescherming onderscheidt bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

- beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Wnb § 3.1),
- beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Wnb § 3.2) en
- beschermingsregime andere soorten (Wnb § 3.3).

2.3 Natuurnetwerk Nederland

Naast deze bescherming is in Nederland het **Natuurnetwerk Nederland** (NNN; voormalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS)) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingzones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied IJmuiden Ver, maakt onderdeel uit van de NNN. De kern van de bescherming van het NNN is dat de kernwaarden van het gebied niet mogen worden aangetast door een ingreep zoals beschreven in de Nota Ruimte (VROM 2005). In de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is echter de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat windparken op zee in NNN-gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwerk van natuurgebieden op land en water wordt gecreëerd dat aansluit aan het Europees netwerk. De constructie van een windpark zal geen belemmering vormen voor dit doel. Als gevolg van beide redenen zal de NNN dan ook niet verder beschouwd worden in onderhavig rapport.

2.4 Kaderrichtlijn Mariene Strategie

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (2008/56/EC) wordt in Nederlandse wetgeving geïmplementeerd in de Mariene Strategie. De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) verplicht de EU-lidstaten te bepalen wat in hun mariene wateren een goede milieutoestand is en de nodige maatregelen te treffen om deze per 2020 bereikt te hebben en vervolgens te behouden. Hiervoor is een lijst gemaakt van kwalitatief beschrijvende elementen (descriptor) waaraan moet worden voldaan (tabel 2.13).

Momenteel is er nog geen wetgeving met betrekking tot de kwalitatieve beoordeling van deze descriptor. Door de Rijksoverheid wordt met name met betrekking tot het kwaliteitselement zeebodem-integriteit (descriptor 6 in tabel 2.13) gezocht naar een



protocol om menselijke activiteiten (plannen of projecten) te beoordelen aan deze richtlijn. Het is nog niet bepaald in hoeverre bepaalde indicatorsoorten meegenomen moeten worden bij het beoordelen van de effecten van menselijke activiteiten op de doelstellingen van descriptor zeebodem-integriteit. Vogels en vleermuizen worden in dit kader alleen generiek benoemd zodat de Mariene Strategie-doelen overeenkomen met de Wnb-doelen. Wel is het zo dat een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver geen afbreuk mag veroorzaken aan de eisen die worden gesteld in de 11 kwalitatieve descriptoren.

Tabel 2.13 De descriptoren uit de Kaderrichtlijn Mariene Strategie zoals omschreven in de Mariene Strategie.

#	Kwalitatieve descriptoren
1	De biologische diversiteit wordt behouden.
2	Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten komen voor op een niveau waarbij het ecosysteem niet verandert.
3	Populaties van alle commercieel geëxploiteerde soorten vis, schaal- en schelpdieren blijven binnen veilige biologische grenzen, en vertonen een opbouw qua leeftijd en omvang die kenmerkend is voor een gezond bestand.
4	Alle elementen van de mariene voedselketens komen voor in normale dichtheden en diversiteit.
5	Door de mens teweeggebrachte eutrofiëring is tot een minimum beperkt.
6	Integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn.
7	Permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen berokkent de mariene ecosystemen geen schade.
8	Concentraties van vervuulende stoffen zijn zodanig dat geen verontreinigingseffecten optreden.
9	Vervuulende stoffen in vis en andere visserijproducten voor menselijke consumptie overschrijden niet de grenzen die door communautaire wetgeving of andere relevante normen zijn vastgesteld.
10	De eigenschappen van, en de hoeveelheden zwerfvuil op zee veroorzaken geen schade aan het kust- en mariene milieu.
11	De toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, is op een niveau dat het mariene milieu geen schade berokkent.

In voorliggend document wordt in het kader van de KRM extra aandacht besteed aan bepaalde soorten vissen en bodemdieren. Bescherming van vissen valt onder descriptor 1 (biodiversiteit), en bescherming van benthos valt zowel onder descriptor 1 (biodiversiteit) als descriptor 6 (integriteit zeebodem). De descriptor onderwatergeluid (11) is ook relevant voor het plangebied, maar deze is vooral gericht op verstoring van zeezoogdieren, die in voorliggend niet worden behandeld. Het effect van onderwatergeluid op vissen en benthos valt hierbij onder descriptor 1 (biodiversiteit).

De volgende overkoepelende criteria zijn geformuleerd voor descriptoren 1 en 6:

- (vissen) De populatiedichtheden en demografie van populaties van vissen duiden op gezonde populaties (descriptor 1).
- (benthos) Verbetering van de omvang, conditie en globale verspreiding van populaties van de gemeenschap van benthossoorten (descriptor 1 en 6).
- (zeebodem) Fysieke verstoring van de zeebodem door menselijke activiteiten wordt beperkt om te waarborgen dat de omvang, conditie en globale verspreiding



van populaties van de gemeenschap van kenmerkende benthosoorten toeneemt en doelen voor specifieke habitats worden gehaald (descriptor 6).

Binnen het KRM zijn geen beschermde vis- of benthosoorten aangewezen en ook geen instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd. Wel is in het KRM een programma van maatregelen opgesteld voor 2022 – 2027, als onderdeel van de biodiversiteitsdescriptor, een goede milieutoestanden opgesteld voor kwetsbare vissoorten volgens OSPAR-beoordelingswaarde en het verbeteren van de populatieomvang van haaien en roggen in de Noordzee.

Een van de milieudoelen, vallend onder descriptor biodiversiteit, wordt in het bijzonder toegelicht: terugkeer en herstel van biogene riffen, waaronder platte oesterbanken. Biogene riffen, zoals zandkokerworm (*Sabellaria*)-banken en platte oesterriffen, worden mogelijk in de toekomst actief beschermd onder de KRM. In de geactualiseerde Mariene Strategie zijn verschillende beleidsvoornemens geformuleerd, waarin de Nederlandse overheid inzet op een terugkeer en herstel van biogene riffen in de Noordzee. Biogene rifbouwers (zandkokerworm, platte oester) staan namelijk ook op de lijst van bedreigde en/of achteruitgaande soorten en habitats van het 'Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijk deel van de Atlantische Oceaan' (OSPAR). Zie hiervoor paragraaf 2.5.

Aan de hand van bovengenoemde KRM-doelstellingen wordt in voorliggend document extra aandacht besteed aan de kabeljauw, elasmobranchen en *Sabellaria*-banken. Deze soorten komen (mogelijk) voor in het plangebied en zijn beschermd krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten, waardoor deze ook onder de KRM vallen (Bos *et al.* 2016). Deze soorten worden momenteel nog niet onder de Wet Natuurbescherming beschermd. In hoofdstuk 9.4 wordt de effectenbeoordeling voor deze soorten samengevat.

2.5 OSPAR-verdrag

Nederland heeft in 1998 het OSPAR-verdrag (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) geratificeerd. Het OSPAR-verdrag heeft als doel door internationale samenwerking het mariene milieu in de noordoostelijke Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee) te beschermen. Daarbij is de kern van het OSPAR-verdrag dat het zeegebied beschermd dient te worden tegen de nadelige effecten van menselijk activiteiten om de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden, en waar mogelijk aangetaste gebieden te herstellen.

Binnen het verdrag is een lijst opgesteld van bedreigde of afnemende soorten en habitats in het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan. Bij de beoordeling van de effecten van activiteiten op deze soorten en habitats binnen het OSPAR-gebied wordt het voorzorgsbeginsel toegepast. In de Nederlandse wetgeving worden de doelstellingen van dit verdrag (deels) ten uitvoering gebracht via diverse wetten, waaronder de Wnb en KRM (in 2010 opgenomen in het Waterbesluit onder de Waterwet). Om deze reden wordt het OSPAR-verdrag niet los beschouwd in onderhavig rapport, maar worden wel een aantal relevante soorten en habitats beschreven. Deze staan in de OSPAR-lijst met bedreigde



en/of afnemende soorten en habitats en zijn opgenomen in de KRM. Het gaat hierbij onder andere om kabeljauw, elasmobranchen (haaien en roggen) en rifvormende bodemdieren (bijvoorbeeld *Sabellaria*-banken). Voor *Sabellaria* moet onderscheid worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-banken, bestaande uit grotere velden met hoge dichtheden rifbouwende zandkokerwormen. De gevallen waarin de soort *Sabellaria spinulosa* optreedt als bio-bouwer, door de vorming van biogene riffen die een reliëf vormen op de zeebodem, worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee (van der Reijden *et al.* 2019). Aanbevelingen bij het OSPAR-verdrag geven aan dat verdragspartijen de mogelijkheid dienen te overwegen om regelgeving te introduceren om rifbouwers te beschermen en ook om de aanwezigheid, verspreiding en populatieverloop van de soort te onderzoeken en de omvang en kwaliteit vast te stellen middels monitoring en habitatinventarisaties van de zeebodem.

De kabeljauw, elasmobranchen (haaien en roggen) en *Sabellaria*-banken zijn zoals beschreven in hoofdstuk 2.4 opgenomen in KRM-doelstellingen en kunnen mogelijk in de toekomst worden opgenomen in habitatrichtlijndoelstellingen.



3 Effecten op vogels en vleermuizen

In dit hoofdstuk worden deze effecten van een windpark op zee voor vogels en vleermuizen en voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering) beschreven. Eén van de eerste monitoringsprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels werd vanaf ongeveer 2000 uitgevoerd in Denemarken naar aanleiding van de constructie van de parken Horns Rev I en Nysted. In de loop der jaren volgden onderzoeksprogramma's in Nederland, Duitsland, België, Zweden en het Verenigd Koninkrijk. De belangrijkste onderzoeksresultaten worden hieronder samengevat. Aanvullend is soms ook gebruik gemaakt van onderzoek aan windturbines op land of in kustwateren om kennislacunes op zee te kunnen vullen.

3.1 Vogels

Vogels kunnen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van (geluid van) turbines / effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid en aanwezigheid van boten etc.
- Indirecte effecten.

De vier typen effecten worden hieronder kort toegelicht.

Aanvaringen - effecten op passerende (lees vliegende) vogels, kortweg aanvaringsrisico's genoemd. Vogels kunnen met de rotor, de mast of het zog achter de windturbine in aanraking komen en gewond raken of sterven. Dit gevaar is 's nachts het grootst, met name in donkere of mistige nachten. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn niet voorhanden. In diverse landen worden de aantallen aanvaringsslachtoffers vooraf berekend door middel van modellen.

Barrièrewerking - vogels moeten hun vliegpaden verleggen. Indien hierdoor stukken gebied niet meer gebruikt kunnen worden, vormen de windturbines een barrière op een vliegroute of trekbaan met verlies aan habitat en verhoogde energetische uitgaven tot gevolg. Tijdens hun vluchten boven zee wijken diverse soorten vogels uit voor individuele windturbines of hele windparken (Krijgsveld 2014). Deze uitwijking kan dermate groot zijn dat vogels het windpark als een barrière ervaren op hun bestaande vliegroutes. Barrièrewerking, en dan met name de energetische gevolgen van omvliegen, is zeer moeilijk te onderzoeken. In het Verenigd Koninkrijk zijn recent hierover de eerste bevindingen gepubliceerd en hieronder samengevat.

Habitatverlies (vermijding en verstoring van habitat) - effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats vanwege menselijke activiteit, kortweg ook wel verstoring of vermijding genoemd. Het verschil tussen het effect van verstoring en



vermijding ligt bij de bron. Verstoringseffecten rond een windpark spelen vooral door menselijke handelingen, bijvoorbeeld via het heen en weer varen van boten of de productie van harde geluiden, zoals tijdens heiwerkzaamheden. Verstoring speelt daarom vooral in de constructie- en in de verwijderingsfase en dit effect is daarmee veelal tijdelijk. Het effect van vermijding van een windpark of windturbine speelt in de exploitatiefase en moet worden beschouwd als een langdurig effect. Vogels vermijden windturbines waarschijnlijk vanwege (de combinatie van) draaiende rotoren (beweging en/of geluid) en/of de aanwezigheid van een groot, hoog opgaand object in hun leefomgeving. Dit leidt ertoe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat. Voorlopig wordt ervan uitgegaan dat habitatverlies even lang duurt als de levensduur van het windpark, inclusief constructie en verwijdering.

Op zee gaat het dan alleen om de functie van rust- of foerageergebieden omdat op zee geen vogels broeden (zodat hier verstoring van broedgebieden verder buiten beschouwing wordt gelaten). Met name lokaal verblijvende soorten kunnen daarom verstoord worden door windparken op zee. De verstoringssafstand verschilt per soort. Eerder werd habitatverlies vastgesteld in en rond windparken op zee in Denemarken en ook in Nederland en België. Binnen het Wozep programma zijn de effecten van verstoring op populatieniveau gemodelleerd (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019b). Werkelijk gemeten effecten van verstoring door windparken op zee zijn nog altijd beperkt.

Verstoring zal worden besproken voor zowel de constructiefase als de verwijderingsfase, terwijl vermijding alleen zal worden besproken voor de exploitatiefase.

Indirecte effecten

De constructie en exploitatie van een windpark op zee veroorzaken daarnaast diverse veranderingen van de lokale habitat. Dit heeft gevolgen voor de daar levende vogels. Empirische gegevens zijn (nog) niet beschikbaar, maar op basis van resultaten uit diverse onderzoekslijnen aan verschillende diergroepen zijn enkele effecten te verwachten.

3.1.1 Constructiefase

Aanvaringen

Met name in het donker kunnen aanvaringen van vogels met sedentaire objecten, zoals turbines en stilliggende schepen, voorkomen maar het gaat hierbij om incidenten. Exacte schattingen van aantallen slachtoffers zijn niet bekend maar totale aantallen slachtoffers zijn klein, vergelijkbaar met een willekeurige situatie op land waar vogels ook met gebouwen in aanraking komen (Drewitt & Langston 2008).

Veel belangrijker tijdens de constructiefase is de permanente aanwezigheid van schepen die verlichting voeren. Verlichting trekt namelijk allerlei diersoorten aan, maar met name vogels, waardoor deze gedesoriënteerd raken (Barton & Pollock 2009, Bruinzeel *et al.* 2009). Dit komt met name voor bij nachtelijk vliegende (trek)vogels, maar ook sommige zeevogels zijn gevoelig voor aantrekking door licht. Gevolg is dat deze vogels in aanraking komen met het schip of gebouwde structuren op zee met vaak directe mortaliteit tot gevolg. Bovendien kunnen vogels gevangen raken in het licht en vliegend rondom de lichtbron



uitgeput raken, of door desoriëntatie boven zee verdwaald raken. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn, maar anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1%-mortaliteitsnorm (zie hoofdstuk 6) (Bruynzeel *et al.* 2009). Bruynzeel *et al.* (2009) onderzochten echter offshore platforms waar felle verlichting vanwege veiligheidseisen langdurig gebruikt wordt. In het geval van scheepsverlichting is er sprake van tijdelijke effecten en bij een enkel windpark zullen de effecten op populatieniveau naar verwachting verwaarloosbaar zijn. Gerichte studies naar de aantrekkende werking van scheepsverlichting bij offshore windparken zijn echter niet voorhanden, maar omdat de bouw van windparken niet allemaal tegelijk plaatsvindt, zullen de effecten elke keer afzonderlijk van elkaar optreden en cumulatie van de effecten is niet aan de orde.

Barrièrewerking

Kwantitatieve gegevens over barrièrewerking tijdens de constructiefase zijn niet beschikbaar. De verwachting is dat eventuele verstoring van vliegpaden in de loop van de tijd toeneemt door het toenemende aantal turbines.

Habitatverlies door verstoring

Over de exacte effecten op overleving en/of reproductie als gevolg van verstoring tijdens uitsluitend de constructiefase van een windpark op zee zijn momenteel geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat de verstoring groter is dan tijdens de exploitatiefase door het effect van toegenomen scheepsverkeer in het gebied dat een versturende werking heeft op vele soorten vogels (Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer *et al.* 2011). Het versturende effect van boten voor zeevogels is echter tijdelijk. De duur van verstoring is soortspecifiek. Zo blijven duikers en zee-eenden lang weg van hun originele zitplek nadat boten weer vertrokken zijn, maar landen meeuwen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek (Dierschke *et al.* 2016, Mendel *et al.* 2019, Schwemmer *et al.* 2011).

Onderzoek naar verstoring tijdens de constructie van OWEZ heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door geluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2007). Dat kwam vooral omdat het heien voor OWEZ (de meest ingrijpende activiteit tijdens de constructiefase) plaatsvond in het zomerseizoen toen er geen gevoelige soorten als duikers of alkachtigen in het gebied aanwezig waren. De wel aanwezige vogels (meeuwen, sterns) vertoonden geen enkele reactie op het heien. Wel is het zo dat de andere activiteiten gedurende een langere periode dan het heien werden uitgevoerd. Het kan niet worden uitgesloten dat de bijbehorende scheepsbewegingen versturend hebben gewerkt, bijvoorbeeld op alkachtigen in het voorjaar of in de herfst.

Onderzoek naar habitatverlies tijdens de constructiefase van Robin Rigg in het Verenigd Koninkrijk gaf aanwijzingen van verminderde dichtheden van zwarte zee-eend, duikers, noordse pijlstormvogels, zilvermeeuwen, zeekoeten en alken, terwijl aalscholvers en grote mantelmeeuwen toenamen (Walls *et al.* 2013).



Indirecte effecten

Tijdens de constructiefase zijn mogelijke indirecte effecten op vogels te verwachten via de effecten van heien op lokale vispopulaties waarvan vogels mogelijk afhankelijk zijn voor hun voedselvoorziening. Dit type effecten komt vaak pas op langere termijn tot uiting als de constructiefase al is afgelopen.

3.1.2 Exploitatiefase

Aanvaringen

Kwantitatieve empirische gegevens over aanvaringen van vogels met windturbines op zee zijn nog niet beschikbaar door de hoge kosten en twijfelachtige kwaliteit van de bestaande meetapparatuur (Collier *et al.* 2011, 2012). Resultaten van diverse testprojecten in Nederland, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk zijn nog niet gepubliceerd (Dirksen 2017).

Aanvaringen komen waarschijnlijk voor onder kustbroedvogels die op zee foerageren en die van en naar de broedplek op en neer vliegen (Everaert & Stienen 2007, Prinsen *et al.* 2013). Verder komen aanvaringen voor onder zeevogels die permanent in het gebied verblijven en onder trekvogels (Drewitt & Langston 2006). Slechts twee studies rapporteren waarnemingen van aanvaringen van zeevogels met een windturbine op zee. Skov *et al.* (2018) meldden voor een periode van twee jaar in totaal 6 aanvaringen van meeuwen met een windturbine middels een camera in een offshore windpark in het Verenigd Koninkrijk. De andere melding betrof met behulp van radar en visuele observaties waargenomen aanvaringen van eiders in Zweden. Uit een groep met 310 vogels werden vier vogels geraakt en minstens één daarvan werd gedood (Pettersson 2005).

Als gemeld heeft verlichting een aantrekkende werking op vogels (o.a. Barton & Pollock 2009), hoewel kleur en intensiteit van het licht van groot belang zijn (Poot *et al.* 2008). Hieruit kwam naar voren dat rood licht een aantrekkende werking heeft, maar een knipperend rood licht zal minder aantrekking veroorzaken dan een continu schijnend wit licht.

Schattingen van aantallen aanvaringssslachtoffers op zee worden gemaakt met behulp van verschillende rekenmodellen (Band 2000, 2012, Band *et al.* 2007, Troost 2008). Deze modellen geven een inschatting van de aantallen slachtoffers met als invoerparameters fluxen (aantallen vogels die door het park vliegen) al dan niet berekend vanuit een vogeldichtheid, macro- en micro-uitwijkingpercentages (zie onder barrièrewerking) en aanvaringsrisico's (vaak specifiek voor de verschillende soorten). In het verleden zijn diverse modellen ontwikkeld om slachtofferberekeningen te doen. Op dit moment wordt voor het berekenen van aantallen aanvaringssslachtoffers gebruik gemaakt van het Extended Band Model 2012 (Band 2012). In het algemeen worden bij windturbines met hogere tiphoogtes minder aanvaringssslachtoffers berekend dan bij lagere tiphoogtes.

Voor diverse parken en potentiële parken in West-Europa zijn in het verleden slachtofferberekeningen gemaakt, waarbij de totale aantallen slachtoffers uiteenlopen tussen de tientallen en tienduizenden aanvaringen per windpark per jaar.



Barrièrewerking

Veel soorten vogels wijken uit bij nadering van een windpark op zee of op land om zo langs het park of individuele turbines te vliegen (Petersen *et al.* 2006, Krijgsveld *et al.* 2011, Masden *et al.* 2012, Krijgsveld 2014, Bowgen & Cook 2018, Skov *et al.* 2018). Ze ervaren windparken dus als een barrière op hun vliegroute. Barrièrewerking kan zowel optreden voor seizoenstrek als voor lokale vliegbewegingen. De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor sterns door hun manier van vliegen en voedsel zoeken (Everaert & Stienen 2007) maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden *et al.* 2010). In een modelstudie werd aangetoond dat in potentie barrièrewerking onder trekvogels kan optreden, maar dat de afstand van omvliegen minimaal is in verhouding tot de totale trekroute (Masden *et al.* 2009). Onbekend is echter wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Uitwijking is van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers. Daarom wordt uitwijking hieronder in meer detail behandeld.

Eén van de eerste meldingen van barrièrewerking bij zeevogels kwam uit onderzoek aan visdieven in de haven van Zeebrugge (Everaert & Stienen 2007). Hier bleken verhoogde aantallen slachtoffers te vallen onder vogels die pendelden tussen de kolonie en de foerageergebieden op zee, waarbij de turbines een barrière vormden.

In sommige studies werd aangetoond dat de tussenruimte tussen turbines van invloed was op de barrière ervaring van soorten (Larsen & Guillaumette 2007, Krijgsveld *et al.* 2011) en ook dat bij een grotere tussenruimte het optreden van barrièrewerking minder kan zijn (Masden *et al.* 2012). Verdere gegevens of richtlijnen over de minimaal benodigde tussenruimte tussen turbines om barrièrewerking te voorkomen zijn er niet. De omvang van het windpark bepaalt daarnaast natuurlijk ook de mate van barrièrewerking. De beoordeling hiervan dient onder andere te geschieden in relatie tot de dagelijks af te leggen vliegafstanden.

Uitwijkgedrag is onder te verdelen in **macro-uitwijking** en **micro-uitwijking**. Onder macro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op het gehele windpark verstaan. Onder micro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op individuele turbines verstaan. Beide typen worden hieronder behandeld.

Macro-uitwijking

In diverse onderzoeken is een verschil in uitwijking vastgesteld tussen dag en nacht. Uitwijking rond het windpark Nysted in Denemarken vond plaats vanaf 5 km afstand. Van de vogels die in de richting van het windpark vlogen week in totaal meer dan 50% uit. Overdag blijken trekkende vogels eveneens hun trekroute te verleggen om windparken te vermijden. Nabij het windpark vlogen gedurende de nacht onder meer eiders en zwarte zee-eenden tot dicht bij het windpark (< 1 km) voor dat uitwijking plaatsvond dan overdag (1,5-3,5 km) (Petersen *et al.* 2006). Door de verminderde detectie van het windpark gedurende de nacht vloog een groter aandeel migrerende vogels door het windpark in



vergelijking met overdag. Op basis van radargegevens vlogen de meeste vogels boven turbinehoogte (>110 m).

Na oprichting van een near-shore windpark in het zuiden van Zweden (Nogersund) verlegden trekvogels hun route zeewaarts om het windpark te ontwijken (Larsson 1994). De nachtelijke effecten op vogels bij dit windpark zijn onbekend.

Ook bij Tunø Knob (Kattegat, Denemarken) pasten lokaal verblijvende eiders in donkere nachten hun vlieggedrag aan (Tulp *et al.* 1999, Larsen & Guillaumet 2007). 's Nachts werd in en om het windpark Tunø Knob en directe omgeving duidelijk minder gevlogen dan in de ruimere omgeving. Eiders die in het donker toch het windpark naderden vlogen er in de meeste gevallen uiteindelijk omheen, soms na een duidelijk afbuigende beweging. Er lijkt hierbij nog een verschil te zijn in gebruik. Een opening in de lengterichting (400 m) van het uit twee rijen windturbines bestaande windpark werd meer benut dan de openingen in de dwarsrichting (200 m).

Krijgsveld *et al.* (2011) vonden een vergelijkbaar patroon in windpark OWEZ. Uitwijking was hier het grootst bij zeevogels als jan-van-gent, duikers, alk, zeekoet en zwarte zee-eend. Ook trekkende landvogels (zwanen, ganzen en eenden) weken uit voor het windpark. Geen uitwijking werd vastgesteld voor aalscholver, de meeste meeuwensoorten en trekkende zangvogels en steltlopers. Het gemiddeld aantal vogels dat vastgesteld werd in het windpark lag 28% lager dan buiten het windpark. Vliegpaden werden veelal aangepast op 1-2 km voor het windpark tot 3-4 km na het verlaten van het windpark. De vlieghoogte van lokale zeevogels lag met 70 m op turbinehoogte. Trekvogels als steltlopers en zangvogels vlogen tot 1,4 km hoogte.

Plonckzier & Simms (2012) stelden eveneens uitwijking vast voor trekkende groepen ganzen (~95% van alle trekkende kleine rietganzen) bij een windpark op enkele kilometers uit de kust in Engeland. In Duitsland werd uitwijking geconstateerd voor bijvoorbeeld vliegende dwergmeeuwen terwijl voor andere soorten (met name grote) meeuwen geen reactie werd vastgesteld (Hill *et al.* 2014).

Gyimesi *et al.* (2018a) toonden aan dat kleine mantelmeeuwen in offshore windparken macro-uitwijking vertonen en in mindere mate gebruik maken van windparken. Ook Skov *et al.* (2018) vonden een macro-uitwijking variërend van 44-62% onder grote meeuwen in een Brits offshore windpark. Aanwezigheid van vissersboten nabij het windpark kan echter van invloed zijn geweest op deze resultaten. De kleine mantelmeeuwen die toch regelmatig foerageerden binnen windparken bleken er een sterke uitwijking op micro-/meso-schaal te vertonen (Thaxter *et al.* 2018).

Micro-uitwijking

Krijgsveld *et al.* (2011) stelden vast dat de meeste vogels binnen het OWEZ-windpark op actieve wijze windturbines ontweken. Hierbij zijn geen vogels waargenomen die door het rotoroppervlak vlogen. In de nacht werd de directe omgeving van turbines veelal gemedend. Van de vogels die wel het windpark in vlogen, week 66% van de vogels uit op 50 meter van



de turbine. In totaal is de gemeten vermijding van individuele turbines door vogels in het OWEZ-windpark 97,6%.

Habitatverlies door vermijding

Vermijding vanwege windparken op zee kan variëren van een licht vermijdende werking waardoor er minder vogels dan voorheen in het gebied zullen voorkomen, tot een totale vermijding (geen enkel individu komt het gebied meer binnen, afhankelijk van de soort).

Geluid

Tijdens de exploitatiefase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid kunnen horen. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveaus onder water laag zijn tijdens de exploitatiefase in vergelijking met het al aanwezige achtergrondgeluid (Haan *et al.* 2007, Jansen & de Jong 2014). De specifieke gevoeligheid van de verschillende soorten zeevogels voor onderwatergeluid zijn niet bekend. Indien onderwatergeluid de oorzaak zou zijn van verstoring van vogels, dan zullen tijdens de constructie vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens de exploitatiefase. Dit effect werd echter in OWEZ niet gevonden (Leopold & Camphuysen 2007).

Wellicht worden ook rustende zeevogels op het water beïnvloed door geluid van de turbines. Over eventuele effecten van dat geluid op foeragerende of rustende zeevogels is geen informatie beschikbaar. Wel is inmiddels vastgesteld dat een operationeel windpark bepaalde vogelsoorten afschrikt. De soorten met het sterkste vermijdingsgedrag zijn meestal soorten die zich veel zwemmend over zee bewegen (in tegenstelling tot vliegend, zoals in het geval van meeuwen), en die onder water duikend naar voedsel zoeken. Of deze verstoring het gevolg is van geluid of juist veroorzaakt wordt door visuele factoren (of de combinatie daarvan) is onbekend (Drewitt & Langston 2006).

Aanwezigheid turbines

Onderzoek naar de effecten van de aanwezigheid van turbines kan worden uitgevoerd door de dichtheden in het windpark te vergelijken met dichtheden op dezelfde locatie voor de locatie van het windpark. Hierbij worden ook dichtheden rondom het windpark betrokken, in zones van 2 en 4 km. Een andere methode van onderzoek hiernaar is het volgen van gedragingen van gezenderde vogels. Na uitlezing van de zenders kan worden bepaald in hoeverre het windpark zelf en het gebied hieromheen wordt vermeden.

De mate waarin vermijding optreedt is veelal soortspecifiek (Petersen & Fox 2007). De meeste zeevogels van de Noordzee blijken echter in meer of mindere mate een windpark op zee te mijden (Petersen & Fox 2007, Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012, Walls *et al.* 2013, Mendel *et al.* 2014, Vanermen *et al.* 2015). Vooral soorten die grotendeels zwemmend op zee voorkomen en duikend onder water foerageren (zoals duikers, alk en zeekoet) lijken sterk vermijdingsgedrag te vertonen (Peterson & Fox 2007). In eerste instantie meden deze soorten een operationeel windpark totaal, terwijl ook in de zone tot 4 km rond het windpark nog altijd een vermijding met 50-86% werd vastgesteld. Ook andere zeesoorten als jan-van-gent, noordse pijlstormvogel en drieteenmeeuw vermijden



windparken. Onder trekkende landvogels gold de sterkste vermijding voor ganzen en zwanen (Krijgsveld *et al.* 2011).

Peschko *et al.* (2021) lieten zien dat 89% van de individueel gezenderde jan-van-genten van de broedkolonie op Helgoland (Duitsland) windparken voornamelijk vermeden. Petersen & Fox (2007) verkregen op basis van vliegtuigtellingen een beste schatting voor het vermijdingspercentage bij jan-van-gent van 38% tot op 4 km rond het park. In Luchterduinen is na de constructie van het windpark de afname in aantallen van jan-van-genten bepaald op 50-75% en van zeekoeten op ca. 45% (Skov *et al.* 2017). Deze soorten lijken PAWP en OWEZ respectievelijk tot 2 km en 2-4 km te vermijden (Skov *et al.* 2017). Zeekoeten lieten daarnaast in een studie in de Noordzee bij Duitsland een vermijding van 63% zien, wat zelfs 75% was op de momenten dat de wieken van de turbines aan het draaien waren (Peschko *et al.* 2020b).

Ook gezenderde roodkeelduikers vermeden een windpark sterk. Zelfs tot op 15 kilometer kwamen significant minder exemplaren voor dan in de gebieden daaromheen (Heinänen *et al.* 2020). Deze vermijdingsafstand komt overeen met de afstand gevonden door Mendel *et al.* (2019). In de laatste studie kon deze afname mogelijk deels verklaard worden door de toegenomen activiteit van schepen rondom de windparken.

Voor niet alle soorten wordt een eenduidig beeld verkregen. Vanermen *et al.* (2015) stelden hogere dichtheden van zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw vast bij twee windparken op zee in het Belgische deel van de Noordzee terwijl ook verschillende soorten sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw werden aangetrokken (Vanermen *et al.* 2013). Ook in het studiegebied van het Duitse Alpha Ventus windpark op zee (ongeveer 17,5 bij 27 km) bleken na constructie hogere aantallen dwergmeeuwen voor te komen, alhoewel dit niet gold binnen het park, maar voornamelijk op een afstand van 3-10 km van het park. Sterns bleken een Deens windpark park echter totaal te mijden, al foerageerden zij wel in hogere aantallen vlak langs de randen van het park, in het zog van de buitenste turbinepalen (Petersen & Fox 2007). Leopold *et al.* (2012) stelden habitatverlies vast voor PAWP voor dwergmeeuw en stormmeeuw en voor fuut, grote mantelmeeuw en visdief/noordse stern in OWEZ. Vermijding door kleine mantelmeeuw werd juist bij de windparken Alpha Ventus (Mendel *et al.* 2014) en OWEZ geconstateerd (Leopold *et al.* 2012). Kleine mantelmeeuwen bleken echter wel gebruik te maken van het windpark om te foerageren en vermeden in die zin het park niet, maar aantallen waren lager ten opzichte van de situatie voor de constructie van het park. Vergelijkbare resultaten leverden de onderzoeken Thaxter *et al.* (2018) en Gyimesi *et al.* (2018a) op basis van data van vogels uitgerust met GPS-zenders.

Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (Krijgsveld 2014). In OWEZ bleek dat vogels makkelijker tussen turbines doorvliegen waar de openingen groot zijn, of waar turbines stilstaan (Krijgsveld *et al.* 2011). Zeekoeten leken meer verstoord te worden in PAWP, met veel turbines op een klein oppervlak, dan in OWEZ waar meer ruimte tussen de turbines is (Leopold *et al.* 2011, 2012). Significant waren deze resultaten echter niet (appendix C in Rijkswaterstaat 2015).



Daarnaast kan er ook een temporeel verschil zijn in vermijding van windparken door vogels. Zo lieten Peschko *et al.* (2020a) zien dat drieteenmeeuwen de drie aanwezige windparken in de Duitse Noordzee significant vermeden tijdens het broedseizoen, terwijl dit niet het geval was in het vroege voorjaar. Het tegenovergestelde bleek voor jan-van-genten: exemplaren waren na het uitkomen van de eieren meer tijd in windparken aanwezig dan ervoor en liepen zelfs tot acht keer meer risico op een aanvaring (Lane *et al.* 2020).

Ook op een langere tijdsschaal waren er verschillen in vermijding tussen soorten. Petersen & Fox (2007) lieten zien voor een windpark in Denemarken dat zee-eenden mogelijk wennen aan een windpark. Als de foerageermogelijkheden er gunstig waren, bleken zij enkele jaren na de constructie wel voor te komen binnen het windpark (Danish Energy Agency 2013) hoewel nog altijd in lagere dichtheden dan voor de constructie van het park (Petersen *et al.* 2014b). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewinning zal optreden is nog onduidelijk, evenals om welke stimulus het gaat bij de verstoring door een windpark op zee. Als dit 'onrust aan de horizon' zou zijn, lijkt gewinning op termijn in principe mogelijk als het om dezelfde exemplaren gaat. Er zijn echter indicaties dat er een hoge turnover rate is van exemplaren op een bepaalde locatie op zee zodat nieuw arriverende exemplaren rond een windpark geen gelegenheid hebben gehad om te wennen. Zo werd ten tijde van de Tricolor olieramp geconcludeerd dat vrijwel de hele 'populatie' aan alken/zeekoeten in Belgische wateren dood of stervend op het strand aanspoelde (Camphuysen & Leopold 2005), ondanks het feit dat op zee geen duidelijke daling van de dichtheden te zien was (Eric Stienen, pers. comm.). Evenzo wijzen metingen aan kopruï bij Zeekoeten in het vroege voorjaar erop, dat er voortdurend wegtrek plaatsvindt van exemplaren die klaar zijn met de rui (Camphuysen & Leopold 1994). Door deze hoge turnover-rate wordt gewinning vanwege onrust aan de horizon wellicht sterk tegengewerkt. Dit geldt sowieso indien de stimulus voor verstoring ligt in onderwatergeluid.

Aantrekking in plaats van habitatverlies

Onderzoek aan windparken op zee heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn. Onderzoek naar de windparken op zee in Denemarken (Petersen *et al.* 2006) toont aan dat in Nysted hogere dichtheden aan middelste zaagbekken bij een windpark aanwezig waren. In Horns Rev bleek dat zilvermeeuwen, dwergmeeuwen en noordse sterna's/visdieven (die niet van elkaar te onderscheiden zijn tijdens vliegtuig surveys) in de omgeving van het windpark aanwezig waren, mogelijk als gevolg van het toegenomen scheepvaartverkeer ter plaatse (voor onderhoud) en van het ontstaan van getijde-zogen achter de monopiles, waarin de vogels succesvol konden foerageren (Petersen & Fox 2007). Uit het OWEZ-onderzoek (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012) bleek dat het windpark een aantrekkende werking heeft op aalscholvers, dwergmeeuw en stormmeeuw. Ook in de post-construction monitoring van PAWP en OWEZ werd aantrekking gevonden voor aalscholver (Leopold *et al.* 2012).

Indirecte effecten

Momenteel is visserij beperkt mogelijk in het gebied van windparken op zee. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect heeft op het voorkomen en de



diversiteit van benthos en vis in het gebied (Lindeboom *et al.* 2011, Bouma & Lengkeek 2009, 2012). Dit zou kunnen leiden tot aantrekking van vogels, als bijvoorbeeld vissen zich gaan ophouden rond de funderingspalen (conform de bevindingen van Winter *et al.* 2010 en Van Hal *et al.* 2012)), waardoor plaatselijk goede foerageermogelijkheden voor viseters ontstaan. Dit kan een toename van het aantal vliegbewegingen in het park veroorzaken waardoor aantallen aanvaringen mogelijk toe kunnen nemen.

Indien de visserij uit het windpark geweerd wordt, zoals gebruikelijk is in Nederlandse windparken op zee, zal ter plaatse geen bijvangst overboord gezet worden waardoor minder aaseters in het gebied zullen voorkomen. Echter in de onmiddellijke of ruimere omgeving zal per saldo juist meer gevestigd worden omdat de visserij intensiteit in het gebied niet zal afnemen. Het lokaal sluiten van de visserij is in feite slechts een verplaatsing van de visserij naar elders.

De onbegrensde tipsnelheid van rotors kan in de exploitatiefase hogere geluidsniveaus met zich meebrengen. Mogelijk speelt het geluid van windturbines een rol in het vermijdingsgedrag van vogels, vooral 's nachts en in omstandigheden van slecht zicht. Het zou in offshore gebieden met weinig achtergrondgeluid nog versterkt kunnen worden. Echter, dergelijke effecten zijn nog nooit aangetoond en kunnen slechts met een gericht onderzoek naar verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.

Andere mogelijke indirecte effecten van windturbines op zee op vogels kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in stromingen en uitgestoten trillingen door turbines onderwater die de verspreiding van vis kunnen beïnvloeden. Echter dit is speculatief en kwantitatief onderzoek hiernaar ontbreekt.

3.1.3 Verwijderingsfase

Aanvaringen

De kans op aanvaringen tijdens de verwijderingsfase zijn vergelijkbaar met die tijdens de constructiefase. Niet zozeer de aanwezigheid van turbines vormt een risico op aanvaringen als wel de aanwezigheid van permanent verlichte schepen in het gebied.

Barrièrewerking

Over barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase is momenteel niks bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden als gevolg van barrièrewerking in de loop van de tijd afneemt door het afnemende aantal te verwijderen turbines.

Habitatverlies door verstoring

Er zijn nog geen studies mogelijk geweest naar effecten van de verwijdering van een windpark op zee op vogels. In hoofdlijnen komen de duur en de intensiteit van de benodigde werkzaamheden overeen met de constructiefase (zie aldaar). Het gaat om de verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaart-bewegingen. Hierdoor zullen de effecten gedurende de verwijderingsfase min of meer van een



vergelijkbare orde zijn zoals beschreven onder 'constructiefase'. Wel is het zo dat er bij de verwijdering niet geheid zal worden waardoor de piek-geluidsbelasting veel minder zal zijn.

Indirecte effecten

Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Doordat waarschijnlijk de harde substraten onderwater blijven bestaan zullen dezelfde effecten te verwachten zijn als tijdens de exploitatiefase. Echter wereldwijd is nog nooit een windturbine op zee verwijderd, en is dus ook geen praktijkervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep. Het opheffen van het visserijverbod zal het positief effect van de harde substraten op het visbestand (en dus op vogels) beperken.

3.1.4 Korte samenvatting voor vogels

Een samenvatting van de belangrijkste effecten wordt gegeven in tabel 3.1. Doordat elke windparklocatie anders is in de aanwezigheid en het gebruik van het gebied door vogels, zijn de onderstaande resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in windenergiegebied IJmuiden Ver. Echter de uitkomsten vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark op de verschillende soort(groep)en. Dit geldt met name voor de resultaten verkregen in de parken net over de grens in België gezien hun nabije ligging en vergelijkbare avifauna.

Tabel 3.1 Samenvattende tabel van de belangrijkste resultaten van enkele grote onderzoeksprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels.

land	soort(en)	resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van zee-eenden en meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en sterns. Aantrekking van sterns aan de randen van parken. Gewinning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag door jan-van-gent, du kers, sterns, alkachtigen en zwarte zee-eend, ganzen, zwanen en eenden. Geen uitwijkgedrag door aalscholver, meeuwen, zangvogels en steltlopers. Habitatverlies van duikers, fuut, jan-van-gent, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, visdief/noordse stern, alkachtigen.
BEL	zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, alk. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholvers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw, grote stern en alkachtigen. Aantrekking van aalscholver, grote meeuwen, duikers. Uitwijkgedrag bij kleine rietgans. Gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.
DUI	zeevogels en landvogels	Habitatverlies van du kers, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoet. Uitwijkgedrag door dwergmeeuw, maar niet bij andere soorten meeuwen. Vliegbewegingen vastgesteld van zangvogels op rotorhoogte.



3.2 Vleermuizen

In theorie kunnen vleermuizen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten vanwege verlichting.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid / effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van turbines en aanwezigheid van boten etc.

In de praktijk blijkt alleen het effect van aanvaringen van belang. De vier typen effecten worden hieronder kort toegelicht.

Aanvaringen

Vleermuizen zijn hoofdzakelijk 's nachts in zeer uiteenlopende habitats in Nederland te vinden (Limpens *et al.* 1997, Dietz *et al.* 2011). Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is additionele sterfte, veroorzaakt door aanvaringen met windturbines. In tegenstelling tot vogels wordt bij vleermuizen vaak over aantrekking door windturbines gesproken in plaats van vermijding (Cryan & Barclay 2009, Cryan *et al.* 2014). De reden voor deze aantrekking is nog niet met zekerheid vastgesteld, maar de meest waarschijnlijke verklaring is dat vleermuizen op insecten foerageren die tijdens de trekperiode in de late zomer-vroege herfst rond windturbines in verhoogde dichtheden voorkomen (Rydell *et al.* 2010b). Een andere verklaring voor de aantrekking is dat vleermuizen platforms en windturbines op zee gebruiken als tijdelijke verblijfplaats in de migratieperiode. Kennis over voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van offshore windparken op vleermuizen is zeer beperkt. Op de Noordzee worden zowel op locaties dichtbij de kust (PAWP, OWEZ, LUD) als op locaties verder op zee (IJmuiden meetmast, K13, P6, P9, P11) ruige dwergvleermuizen in beperkte mate opgenomen door akoestische monitoring systemen. De hoogste aantallen opnames vinden plaats gedurende de najaarsmigratie tussen half augustus en november, in het voorjaar is het aantal opnames een stuk lager (Lagerveld *et al.* 2018).

De zee is een ongestuurd habitat voor vleermuizen door de afwezigheid van verblijfplaatsen en in het algemeen schaarse voorkomen van insecten als voedsel. Omdat insecten tijdens hun trek in met name warme zomer- en vroege najaarsnachten met oostenwind massaal boven de Noordzee van de Nederlandse kustzone terechtkomen (Krijgsveld *et al.* 2011), zou tijdens rustige windomstandigheden zo'n accumulatie aan insecten boven zee een goede foerageergelegenheid kunnen bieden aan lokale vleermuizen, zoals rosse vleermuis, watervleermuis en meervleermuis (Ahlén *et al.* 2007). De maximale foerageerafstand vanaf de kust van deze soorten ligt echter onder de 10 km, zodat het gezien de afstand tussen het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Om deze reden ontbreekt op zee ook de gewone dwergvleermuis vrijwel geheel, terwijl deze soort in windparken op land veelvuldig als slachtoffer gevonden wordt. Aanvaringssslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder niet behandeld in dit achtergrondrapport.



Het effect van aanvaringen wordt voor seizoenstreckende vleermuizen nader behandeld voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering).

Effecten vanwege verlichting

Van verlichting van locaties zijn negatieve effecten aangetoond bij vleermuizen op land, vooral bij lichtschuwe soorten zoals die van het geslacht *Myotis*. Dit effect wordt daarom voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering) behandeld.

Overige effecten (barrièrewerking, habitatverlies)

Vanwege het aantrekkings-effect van windturbines (Cryan & Barclay 2009, Cryan *et al.* 2014) speelt bij vleermuizen barrièrewerking geen rol. Omdat locaties op zee geen onderdeel vormen van het essentieel leefgebied van vleermuizen (essentieel hier bedoeld in die zin dat het noodzakelijk is voor de instandhouding van verblijfplaatsen), is een effect door habitatverlies niet aan de orde. Beide aspecten worden daarom niet in detail behandeld.

3.2.1 Constructiefase

In theorie zou verlichting op constructieschepen insecten aan kunnen trekken en vervolgens ook vleermuizen, maar deze mogelijkheid is nog niet onderzocht. Dit zal echter niet tot sterfte leiden, omdat aanvaringen van vleermuizen slechts met bewegende objecten (zoals rotorbladen) optreden en niet met stationaire objecten, zoals constructieschepen of torens. Integendeel, foerageren op een verhoogde concentratie van insecten tijdens de trek en de mogelijkheid om te rusten, kan de conditie en dus de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Dit effect van windparkontwikkelingen kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.

3.2.2 Exploitatiefase

Aanvaringen

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de exploitatiefase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines (Baerwald *et al.* 2008, Rydell *et al.* 2010a).

Omdat zelfs trekkende vleermuizen op gondelhoogte op insecten lijken te foerageren die tijdens de trekperiode rond windturbines in verhoogde concentraties voorkomen (Brabant *et al.* 2019), kan het aanvaringsrisico van vleermuizen in bepaalde situaties hoog zijn. Vleermuisactiviteit op rotorhoogte is het hoogst tijdens rustige (windsnelheid <6 m/s), warme en droge nachten in augustus en september. De meeste slachtoffers vallen (boven land) dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst. Mortaliteit lijkt niet beïnvloed te worden door leeftijd of geslacht. Een uitzondering hierop is de rosse vleermuis, waar juveniele dieren oververtegenwoordigd zijn onder de slachtoffers (Seiche 2008, Lehnert *et al.* 2014).

De twee vleermuissoorten die in offshore windparken verwacht kunnen worden (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore



windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Sinds 2014 wordt de vleermuisactiviteit op de Noordzee gemeten vanuit platforms, windturbines en meetmasten. De ruige dwergvleermuis is verreweg de meest talrijke soort die zowel dichtbij de kust als op verder uit de kust gelegen locaties wordt waargenomen. De activiteit is op zulke locaties op de Noordzee (tientallen opnames) vergeleken met locaties op land (>1000 opnames) zeer laag. Door de afwijkende vorm van windturbines op zee (geringe tiplaagte) en de meetlocatie op zee (op bordes in plaats van vanuit nacelle) is een directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftcijfers) moeilijk en gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgment, publiceerde Rijkswaterstaat (2015) schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers voor de zuidelijke Noordzee.

Effecten van luchtvaartverlichting

Uit onderzoek op grondhoogte blijkt dat rood licht migrerende vleermuizen kan aantrekken (Voigt et al 2018). Luchtvaartverlichting van windturbines op land heeft echter bij de meeste soorten geen effect op het aantal slachtoffers. Bij één soort werd zelfs een lager aantal slachtoffers vastgesteld door het toepassen van luchtvaartverlichting (Bennett & Hale 2014).

3.2.3 Verwijderingsfase

Offshore windturbines vormen mogelijk een foerageerhabitat en een noodgedwongen tijdelijke rustplaats voor vleermuizen maar geen reguliere verblijfplaats. Bovendien treedt, vergelijkbaar met de constructiefase, naar verwachting ook tijdens de verwijderingsfase geen sterfte op. Zonder windturbines is er geen risico op aanvaringen. Foerageren op een verhoogde concentratie van insecten aangetrokken door de scheepsverlichting kan mogelijk ook hier als een positief effect beschouwd worden. Na afloop van de verwijderingsfase komen deze mogelijke positieve effecten te vervallen.



4 Effecten op onderwaterleven: vissen en benthos

In dit hoofdstuk worden de effecten van een windpark op zee voor vissen en benthos beschreven. Deze ondervinden vergelijkbare effecten. Windparken op zee hebben ook effecten op zeezoogdieren, maar deze diergroep wordt besproken in een separaat document (en dus niet in voorliggende rapportage).

De constructie van een windpark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale vis- en benthosgemeenschappen. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende vijf categorieën:

- Effecten van bodemberoering tijdens de constructie, leidend tot vertroebeling en habitatdestructie.
- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de constructie en de exploitatie.
- Effect van magnetische straling tijdens de exploitatie.
- Effect van verbod op sleepnetvisserij in windparken tijdens exploitatie.
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren tijdens exploitatie.

De effecten worden hieronder kort toegelicht.

Constructiefase

Bodemberoering – een negatief effect dat kan optreden met name tijdens de constructiefase. Er vindt habitatdestructie plaats tijdens het heien van de monopiles en het storten van de erosiebescherming, evenals het trenchen van kabels tussen de windturbines. Dit leidt ook tot vertroebeling, die effecten op vissen en benthos kan veroorzaken. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt echter ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen.

Geluid en trillingen – met name in de constructiefase zijn effecten van heiwerkzaamheden te verwachten. Deze werkzaamheden gaan gepaard met het produceren van krachtige onderwatergeluidspulsen en mogelijke trillingen van de zeebodem. Deze geluids- en trillingspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor vissen en benthos. Met name bij vis is hier onderzoek naar verricht.

Exploitatiefase

Magnetische straling – onderdeel van elektromagnetische velden die door de bekabeling wordt gegenereerd. De elektromagnetische uitstraling kan doordringen tot het omliggende milieu van de kabels en effecten hebben op vissen en benthos in en in de omgeving van het plangebied.

Verbod van bodemberoerende visserij – na realisatie van een offshore windpark mag voornamelijk geen sleepnetvisserij meer worden uitgevoerd in het gebied. In tegenstelling tot de vorige drie effecten kan dit in potentie bescherming bieden voor soorten die een bodemgebonden levenswijze vertonen en gevoelig zijn voor verstoring van de bodem.



Aanwezigheid van harde structuren – de windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Vergelijkbaar met het vorige effect kan de aanwezigheid van deze harde structuren in potentie ook positief uitpakken, zoals aangetoond voor scheepswrakken waar vis en benthos door worden aangetrokken.

4.1 Vissen

4.1.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Vissen hebben geen extern gehoororgaan. Geluid, in de vorm van drukverschillen onder water, kan door vissen op twee verschillende manieren worden waargenomen (Thomsen *et al.* 2006):

- via het binnenoer (met de zogenaamde gehoorsteentjes), dat in essentie op beweging reageert. Een vis neemt geluiden waar via het lichaam, dat beweegt door kleine veranderingen in de geluidsdruk en/of via drukveranderingen in de zwemblaas die al dan niet via speciale structuren worden doorgegeven aan het gehoororgaan.
- via het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laagfrequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. Ten opzichte van het horen via het binnenoer is, is deze vorm van 'horen' echter ondergeschikt voor het type geluid dat het windpark voortbrengt.

De mate van het effect hangt van de levensfase (larve versus volgroeid dier) en soort (soorten met of zonder zwemblaas). Bij de meeste bodemvissen, waaronder bot (*Platichthys flesus*), schar (*Limanda limanda*), schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*) **ontbreekt de zwemblaas**. Bij soorten met een zwemblaas wordt onderscheid gemaakt in soorten met een open en een gesloten zwemblaas. Bij soorten met een **open zwemblaas** is er via de darm een open verbinding tussen de zwemblaas en de omgeving, waardoor het dier via 'boeren' kan compenseren voor eventuele overdruk in de zwemblaas. Veel van de in de Noordzee voorkomende pelagische soorten behoren tot de eerste groep: haringachtigen, zoals fint (*Alosa fallax*), haring (*Clupea harengus*) en sprot (*Sprattus sprattus*), maar ook soorten als zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) en zalm (*Salmo salar*). Ook de grondels (*Gobidae*), waarvan de meeste soorten een demersale levenswijze hebben, behoren tot deze groep. Soorten die over een **gesloten zwemblaas** beschikken, zoals kabeljauw (*Gadus morhua*) en wijting (*Merlangius merlangius*) kunnen beter horen, maar de keerzijde is dat ze, doordat de zwemblaas met lucht is gevuld die niet makkelijk weg kan, ook gevoeliger zijn voor eventuele schadelijke gevolgen van onderwatergeluid. Voor een overzicht van vissoorten en hun zwemblaas wordt verwezen naar Appendix C in Ainslie (2010).

Net als bij andere horende organismen is de gevoeligheid van het gehoor van vissen niet over het gehele audiofrequentiebereik gelijk. Vissen horen het best bij relatief lage frequenties tussen ca. 50 en 1.000 Hz. Ter vergelijking: voor de gewone zeehond ligt het gehoorbereik tussen frequenties van ca. 1.000 en 30.000 Hz. In zijn algemeenheid zijn



vissen minder gevoelig voor geluid dan zeehonden, ook in het deel van het geluid(sdruk)spectrum waar zij het beste horen.

Geluidspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor vissen variërend van tijdelijke of permanente gehoorschade, interne bloedingen, tot orgaanschade en/of ruptuur van de zwemblaas (direct dodelijk) (van Duin *et al.* 2011, Andersson *et al.* 2017, Casper *et al.* 2017). Ook kan het indirect voor negatieve gevolgen zorgen door een tijdelijk verhoogd energieverbruik (vluchtgedrag), verminderde voedselopname en verminderde voortplanting (Soudijn *et al.* 2020).

In het laatste decennium is uit onderzoek in de Verenigde Staten, Nederland en België veel meer bekend geworden over mogelijke effecten van impuls geluid op vissen in verschillende ontwikkelingsstadia. De resultaten van die onderzoeken worden hierna kort samengevat, waarna een uitspraak wordt gedaan over het mogelijke risico dat bij de constructie van het windpark substantiële effecten op de visgemeenschap van de Noordzee optreden. Wat vervolgens ook door kan werken op de beschikbaarheid van voedsel voor vogels en zeezoogdieren.

Effecten op vislarven

In verschillende onderzoeken is gekeken naar het effect van heiwerkzaamheden op vislarven. Dit is relevant omdat recent is ondervonden dat er bijvoorbeeld aanzienlijke overlap is in (geplande) windparklocaties en de voortplantingsgebieden van platvissen (Barbut *et al.* 2020).

Bij laboratoriumproeven zijn larven, van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong, blootgesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid. Voor alle ontwikkelingsstadia werden geen significant negatieve effecten aangetoond, ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle *et al.* 2012, 2016). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 206$ dB re $1 \mu Pa^2s$, wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heilocatie.

In een ander onderzoek van Debusschere *et al.* (2014) werden larven van de zeebaars blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden van windturbines op zee. Ook hier werden geen significant negatieve effecten op overleving van vislarven aangetoond, ten opzichte van een controlegroep. De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heilocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van $SEL_{CUM} = 222$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Popper *et al.* (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Deze twee onderzoeken behandelen derhalve zowel vislarven van een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (tong), als vislarven van een vissoort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars). De resultaten geven daarmee een beeld van vislarven van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. De gezamenlijke resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de vislarven gemeenschap in het plangebied, met uitzondering van vislarven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Vooralsnog is er



geen onderzoek gepubliceerd naar het resultaat van heigeluid op larven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Wel liet een laboratoriumstudie naar de impact van scheepvaartgeluid op larven van de kabeljauw al zien dat dit geluid effect kan hebben op hun lichaamsconditie en de kans ten prooi te vallen aan roofdieren (Nedelec *et al.* 2015).

Effecten op juveniele en oudere vissen

Naast vislarven is ook onderzoek gedaan naar het effect van heigeluiden op juveniele en adulte vissen. Soorten met een zwemblaas blijken daarbij het gevoeligst (Halvorsen *et al.* 2012a). Waarbij soorten met een open of gesloten zwemblaas verwondingen overhielden na blootstelling aan heigeluid, terwijl vissoorten zonder zwemblaas geen effect ondervonden. Fysieke schade aan de zwemblaas werd vastgesteld bij geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 204$ tot 210 dB re 1 μPa^2s .

Casper *et al.* (2013) lieten daarnaast zien dat binnen dezelfde soort (een baars-achtige) de verwondingen ten gevolge van geluidspulsen vooral in grotere exemplaren ontstaan en minder in kleine exemplaren. In deze studie kwam echter ook naar voren dat het grootste deel van de dieren binnen 10 dagen herstelde van de opgelopen verwondingen. Ook blijkt dat enkele harde geluiden (hoge SEL_{SS} waarde) schadelijker zijn dan meerdere zachte geluiden (lagere SEL_{SS} maar gelijke SEL_{CUM}) (Casper *et al.* 2017).

Bolle *et al.* (2014) voerden in Nederland experimenteel onderzoek uit naar het effect van geluidspulsen (vergelijkbaar niveau als bij heiwerkzaamheden) op juveniele zeebaars. Vissen in een laboratorium werden hierbij blootgesteld aan geluidspulsen, waarna gezocht is naar verwondingen en mogelijk herstel in relatie tot verschillende geluidsniveaus. Vissen die blootgesteld werden aan heigeluid vertoonden inderdaad verwondingen, maar deze bleken in het laboratorium niet tot mortaliteit te leiden op de korte termijn: na 13 dagen was al enig herstel van de verwondingen te zien.

Blootstelling aan impulsgeluid leidt ook tot gedragsveranderingen bij vissen. Onder experimentele omstandigheden reageerden zeebaarzen op nagespeeld geluid met een schrikreactie (*startle response*) en leken minder alert op predatoren te reageren (Spiga *et al.* 2017). De 50% initiële reactiedrempel van zeebaars voor o.a. veranderingen in zwemrichting en -snelheid lag op een SEL_{SS} van 131 dB re 1 μPa^2s voor vis van 31 cm en 141 dB re 1 μPa^2s voor vis van 44 cm (Kastelein *et al.* 2017). In een experiment op 45 m van een heilocatie resulteerden geluidspulsen ($SEL_{CUM} = 222$ dB re 1 μPa^2s) in acute stress in jonge zeebaars. Hoewel de dieren na afloop van de blootstelling onder laboratoriumcondities normaal opgroeiden, is niet uit te sluiten dat herhaaldelijke blootstelling aan dergelijke zeer luide geluidspulsen tot verminderde fitness van jonge zeebaars leidt (Debusschere *et al.* 2016). Er zijn in Nederland geen experimenten uitgevoerd met volwassen zeebaars of vissoorten met een gesloten zwemblaas, waar mogelijke effecten groter zouden kunnen zijn. In deze studies waren de effecten omkeerbaar en van kortdurende aard.

Onderzoek naar de impact van geluid op vissen in hun natuurlijke habitat is in beperktere maat aanwezig. Recent heeft Knaap *et al.* (2022) kabeljauwen getagd in een gebied waar een windpark werd aangelegd, en zij toonden aan dat de kabeljauw het gebied niet verliet.



Wel werden subtiele gedragsveranderingen waargenomen, zo verplaatsten de kabeljauwen zich tijdens het heien meer richting de erosiebescherming van de dichtstbijzijnde turbine en verplaatsten zich weg van de bron van het geluid. Lafrate *et al.* (2016) toonde aan dat de reactie van vis op heiwerkzaamheden per soort kan verschillen, waarbij in hun geval getagde grijze zeebaarzen (*Lutjanus griseus*) het gebied leken te verlaten tijdens heiwerkzaamheden terwijl dit gedrag bij de getagde schaapkopsbrasems (*Archosargus probatocephalus*) niet werd waargenomen.

De (tijdelijke) aanwezigheid van antropogeen geluid kan ook leiden tot maskering van biologisch relevante geluiden, zoals geluiden voor communicatie met soortgenoten, geluiden waardoor predatoren of prooien gedetecteerd worden en geluiden ter oriëntatie (zie tabel 4.1). Dit kan tijdelijk leiden tot gedragsveranderingen en/of verminderde fitness (Popper & Hawkins 2019).

In Popper *et al.* (2014), Andersson *et al.* (2017) en Popper & Hawkins (2019) zijn recente resultaten van onderzoek naar de effecten van onderwatergeluid bij elkaar gebracht en gebruikt voor het afleiden van drempelwaarden voor het optreden van uiteenlopende effecten. Deze drempelwaarden zijn in onderstaande tabel 4.1 opgenomen. De tabel laat zien dat eventuele door heigeluid toegebrachte schade zal herstellen bij geluidsniveaus tot SEL_{CUM} van 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Dit is een zeer hoog blootstellingsniveau, dat alleen door vissen die tijdens het heien op relatief korte afstand van de heilocatie verblijven (en niet wegzwemmen) zal worden ondervonden. Zoals hierboven beschreven kwam een SEL_{CUM} van 206 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heilocatie. De werkelijke afstanden bij een SEL_{CUM} van 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ en daarmee het oppervlak waarbinnen een effect kan optreden zullen op de meeste paalposities kleiner zijn. Aangezien de perceptie van geluidsdruk beperkt is tot vissen met een zwemblaas, terwijl de detectie van geluidsbeweging/trillingen (*particle motion*) algemeen is voor alle vissen (Nedelec *et al.* 2016), benadrukken Popper & Hawkins (2018, 2019) dat er tevens drempelwaarden ontwikkeld moeten worden voor de effecten van geluidsbeweging.

De conclusie is dat vissen, als zij al een invloed van (ongemitigeerd) heigeluid ondervinden, dit uitsluitend in een klein gebied rondom de heilocatie zal zijn (max. 28 km²). De tijdelijkheid van de geluidsverstoring mede in aanmerking genomen, is het niet aannemelijk dat het deel van de visgemeenschap van de Noordzee zoals hierboven beschreven negatief wordt beïnvloed. Echter, aanvullend onderzoek is nodig om meer inzicht te verkrijgen in de effecten van geluidsverstoring op vissoorten in de Noordzee met een gesloten zwemblaas en op volwassen exemplaren. Bovenstaande onderzoeken keken voornamelijk naar vissen met een open zwemblaas en niet specifiek naar veelvoorkomende soorten in de Noordzee zoals kabeljauw en wijting.



Tabel 4.1 Drempelwaarden voor het optreden van effecten bij vissen, na cumulatieve blootstelling aan impulsgekluid (dB re 1 μ Pa2s SELCUM). Het relatieve risico (hoog, matig, laag) wordt gegeven voor drie afstanden van de bron die in relatieve termen worden gedefinieerd: D, dichtbij, G, gemiddeld; V, ver (uit Popper & Hawkins 2019).

visgroep	sterfte en onherstelbare schade	herstelbare schade	schade		
			TTS*	maskeren	gedrag
Geen zwemblaas	>219	> 216	>> 186	D: matig G: laag V: laag	D: hoog G: matig V: laag
Open zwemblaas	210	203	> 186	D: matig G: laag V: laag	D: hoog G: matig V: laag
Gesloten zwemblaas	207	203	186	D: hoog G: hoog V: laag	D: hoog G: hoog V: laag
Eitjes en larven	>210	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag

* Temporary Threshold Shift = Tijdelijke verhoging van de gehoordrempel; er zijn geen TTS-studies voor heigekuid. De hier opgenomen waarden zijn afkomstig van onderzoek naar effecten van airguns die worden gebruikt bij seismisch onderzoek (Popper *et al.* 2005).

Effecten van bodemberoering

Vissen kunnen tijdelijk een gebied mijden waar bodemberoerende activiteiten plaatsvinden die leiden tot habitatdestructie. Deze activiteiten kunnen ook tot vertroebeling leiden maar deze effecten zijn tijdelijk en lokaal. Er zijn geen experimentele studies bekend waar de mogelijke effecten van vertroebeling op vissen ten gevolge van de constructie van windturbines op zee gericht zijn onderzocht.

Vertroebeling kan leiden tot een licht verminderd foerageersucces van piscivore vissen welke (deels) jagen op zicht, zoals kabeljauw en zeebaars (De Robertis *et al.* 2003). Hoewel dit voor piscivore vissen nadelig is, worden zooplanktivore vissen blootgesteld aan een lager predatierisico terwijl tegelijkertijd de foerageerkansen van zooplanktivore vissen nauwelijks verminderen bij lichte vertroebeling (De Robertis *et al.* 2003). Ook Meager *et al.* (2005) vonden geen grote verschillen in foerageerstrategie en -succes van kabeljauw op aasgarnalen onder verhoogde turbiditeit. Veel vissoorten jagen immers ook op trilling en zijn gewend aan de hoge turbiditeit in het gebied.

Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze die zich verschuilen in of op de bodem of onder structuren, zoals zeedonderpad, diverse soorten grondels, pitvis, harnasmantje, puitaal en botervis, zijn sterk aan een locatie gebonden. Deze vissoorten vertonen geen uitgesproken vluchtgedrag. Bodemberoerende activiteiten waarbij de bestaande bodem sterk wordt beïnvloed, zoals het plaatsen van een monopile van een windturbine of het aanbrengen van erosiebescherming (steenbestortingen), of trekken van kabels, kunnen schuilplaatsen (inclusief levende exemplaren) vernietigen. Het bodemoppervlak dat op



deze wijze rechtsreeks beïnvloed wordt, is relatief beperkt ten opzichte van het totale beschikbare bodemoppervlak in het plangebied. Op populatieniveau zijn de gevolgen daarom minimaal, maar levende individuen van de betreffende soorten kunnen uiteraard wel negatief beïnvloed worden.

4.1.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid

Uit onderwatergeluidsmetingen binnen het in bedrijf zijnde Prinses Amalia Windpark blijkt dat operationele geluidsniveaus gemeten worden van SPL = 107 tot 110 dB re $1\mu\text{Pa}^2$ op 100 m afstand en SPL = 105 tot 107 dB re $1\mu\text{Pa}^2$ op 3.800 m afstand (Jansen & de Jong, 2014). De toename van het onderwatergeluid wordt daarbij vooral bepaald door de golfbewegingen van het water en de aanwezigheid van scheepvaart voor onderhoudswerkzaamheden. Over het algemeen is de toename van het onderwatergeluid door in bedrijf zijnde windturbines laag. Volgens het onderzoek blijkt het geluidsniveau op grotere afstand van het park (3.800 m) zelfs niet boven de achtergrondruis uit te komen en is te laag om in bestaande geluidsmodellen te gebruiken.

Volgens onderzoeken herstelt de visgemeenschap relatief snel na het aanleggen van een offshore windpark. Zo was de aanwezigheid van demersale en pelagische vissen binnen OWEZ en in omliggende referentiegebieden niet significant anders tussen de situatie van enkele jaren voor de constructie van (2003/2004), 1 jaar na constructie (2007) en 5 jaar na constructie (2011) (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentiegebieden (van Hal 2014). Hierbij kwamen rondom de windturbines vooral in de zomer grote hoeveelheden vis voor, voornamelijk horsmakreel. Daarnaast werden er op de stenen van de erosiebescherming nabij de windturbines meer kabeljauw, steenbolk, (groene) zeedonderpadden en pitvissen aangetroffen. Voor deze soorten is verstoring ten gevolge van geluid geproduceerd door de windturbine niet aan de orde en lijken de windturbines juist een aantrekkend effect te hebben (Leonhard & Pedersen 2006). Van tong, schar, schol en wijting werden bij de windturbines minder hoge aantallen aangetroffen dan elders in het gebied.

Effecten door geluid op vissen gedurende de exploitatiefase zijn niet erg waarschijnlijk, al zijn deze voor de toekomst niet uit te sluiten omdat de geluidsniveaus van operationele windturbines toeneemt met toenemende turbine grootte (*nominal power*). Wel zal de overstap van een geschakelde versnellingsbak in een windturbine naar een automatische versnellingsbak de geluidsniveaus aanzienlijk doen verminderen (direct drive technology) (Stöber & Thomsen 2021). De effecten van deze continue geluiden buiten het park hebben vooralsnog geen significant negatief effect op vispopulaties in de omringende omgeving en worden daarom niet verder behandeld in voorliggende effectbeoordeling.

Effect van straling

Vissen kunnen elektrische en magnetische (EMF) velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Van de vissen in de Noordzee zijn haaien en roggen (kraakbeenvissen) het meest gevoelig voor elektrische en magnetische velden. Roggen en sommige soorten



haaien, zoals de hondshaai, leven op de bodem. Voor bodemvissen is aangetoond dat deze een prooi met een elektrisch veld van 10-8 V/m kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003). Een recente literatuurstudie van Snoek *et al.* (2016) naar effecten van elektromagnetische velden in de Noordzee heeft uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (MF) en geïnduceerde elektrisch velden (iEF) (door bewegingen van organisme door een EMF). Het elektrische veld (EF) wordt door de kabelbescherming tegengehouden en is dus niet waarneembaar voor Noordzeesoorten.
- Het elektromagnetische veld van een kabel strekt zich enkele meters uit, door het begraven van de kabel is het uiteindelijke waarneembare veld dus enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel.
- Effecten van EMF en iEF, geïnduceerd door windturbines, op Noordzee fauna zijn vooralsnog onduidelijk. Studies naar de effecten van EMFs en iEFs werken namelijk vaak met afwijkende veldsterktes dan te verwachten zijn bij windturbine kabels.
- Het EMF van een windturbine kabel valt wel binnen het waarneembare gebied van onder andere bodemvissen en haaien. Haaien kunnen de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.

Het is duidelijk dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren. Zo is bij soorten o.a. een aantrekkende werking van de kabels waargenomen (bv. hondshaai), een afname of juist toename van hun bewegingssnelheid rond kabels (bv. stekelrog) en een verandering in gedrag in de nabijheid van de kabels (bv. paling, steur en zalmen) (Gill & Desender 2020, Copping *et al.* 2021). Echter, op basis van de wetenschappelijke literatuur lijkt er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs te zijn om een significant schadelijk biologisch effect van EMFs op mariene organismen te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Leonard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Fey *et al.* 2019).

Tijdens experimentele studies naar het effect van EMF op vissen in laboratoria zijn wel schadelijke biologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (doorzak afwijkingen), celafwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMF-velden gecreëerd dan wat aanwezig is rond windparkkabels (Copping *et al.* 2021).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten zoals aal, maar hier is vooralsnog geen bewijs voor gevonden (Ohman *et al.* 2007, Westerberg *et al.* 2007, Westerberg & Lagenfelt 2008). Veldstudies in de VS hebben aangetoond dat bijvoorbeeld de kleine rog (*Leucoraja erinacea*) en de trekkende soorten Chinookzalm (*Oncorhynchus tshawytscha*) en groene steur (*Acipenser medirostris*) de kabels van windparken niet vermijden en er gewoon overheen zwemmen (Gill & Desender, 2020; Copping *et al.* 2021). Als vissen of invertebraten toch een verandering van het magnetisch veld vermijden of juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/verzamelplaats kunnen vormen. Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waardes van EMF te valideren. Er is vanuit



bovengenoemde onderzoeken op dit moment echter geen aanleiding om te veronderstellen dat straling significant negatieve effecten op vissen heeft.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Vooralsnog is er Nederlandse offshore windparken geen sleepnetvisserij toegestaan. Het effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van visbestanden is onderzocht in het OWEZ-windpark. Na oplevering van het OWEZ-windpark in 2006 zijn alle vormen van visserij uitgesloten. De vismonitoring uit 2011 liet echter geen verschil in totale visbestanden zien tussen transecten binnen het windpark en daarbuiten gelegen controles (van Hal *et al.* 2012). Er was dus in de eerste vijf jaar na oplevering van het windpark geen aantoonbaar positief of negatief effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van de visbestanden in het windpark. In offshore windpark Horns Rev 1 had het windpark, en het daaraan gekoppeld visserijverbod, een positief effect op de aanwezigheid van zandspiering juist op de korte termijn, maar er was geen effect detecteerbaar op de lange termijn (van Deurs *et al.* 2012). Ook op de toppen van zandruggen rondom PAWP bleken grote aantallen zandspiering aanwezig, maar het was onduidelijk of dit een causaal verband betrof (Leewis & Klink 2017). In de Belgische Noordzee werd respectievelijk 6 en 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind eveneens geen effect aangetoond van het visserijverbod op de demersale en bentho-pelagische visgemeenschap (De Backer & Hostens 2018 in Degraer *et al.* 2018).

In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentiegebieden (van Hal, 2013; 2014). Er is wel een verschil tussen de lengteverdeling van bodemvissen binnen het offshore windpark en daarbuiten: hoewel het totale lengtebereik hetzelfde is, werden er binnen het park meer grote vissen gevangen. Bovendien is er ook meer smelt aangetroffen binnen het windpark. Smelt leeft in zuurstofrijk sediment en bevestigt zijn eieren aan de bodem. Door verschillen in methodieken en seizoenen zijn de data echter ongeschikt om harde conclusies te trekken en er is geen duidelijke indicatie van een effect van het windpark op de totale vangst of op de doelsoorten (van Hal, 2013; 2014). Er wordt desondanks aangegeven dat deze gegevens een aanwijzing kunnen zijn dat sommige soorten een grotere overlevingskans hebben *binnen* een offshore windpark, en dat het derhalve kan dienen als refugium.

Voor kabeljauw lijkt het OWEZ-windpark wel een positief effect te hebben. In de vismonitoring van het OWEZ-windpark bleek dat een groot deel van gezenderde juveniele kabeljauwen zich gedurende lange tijd in het windpark ophield waarmee sprake was een kraamkamerfunctie van het park (Winter *et al.*, 2010, van Hal *et al.*, 2012). Een vergelijkbare kraamkamerfunctie is ook aangetoond voor kabeljauw in een Belgisch windpark op zee (Reubens, 2011). Voor gezenderde tong kon deze kraamkamerfunctie van het OWEZ-windpark niet worden aangetoond (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012).

Omdat de vismonitoring bij bovengenoemde windparken weinig effecten aantoonde van het verbod van visserij (inclusief bodemberoerende visserij) op bodemvissen in het windpark (in het bijzonder bodemvissen), lijkt er vooralsnog niet echt duidelijk sprake te zijn van een positief effect van een verbod van bodemberoerende visserij in het plangebied op de



vispopulatie. Voor specifieke soorten zoals de kabeljauw (relevant conform KRM/OSPAR) zijn wel positieve effecten waarneembaar.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken trekken scholen vis aan, zoals aangetoond tijdens een biodiversiteitsonderzoek naar tien scheepswrakken in de Noordzee (Lengkeek *et al.* 2013). De monopiles van het windpark zullen zeer waarschijnlijk ook een aantrekkende werking hebben op bepaalde soorten vis. Kabeljauw is bijvoorbeeld een soort die wordt aangetrokken door harde structuren (Lindeboom *et al.* 2011), evenals zeebaars (HDR 2020). In OWEZ-windpark is dit ook aangetoond. Op basis van sonarobservaties in de zomer van 2010 bleek dat visdichtheden in een straal van 15-20 meter van de monopiles gemiddeld 37x hoger waren dan in de rest van het windpark (Couperus *et al.* 2010). Hengelvangsten bestonden voornamelijk uit makreel en horsmakreel (lengtes 25-35 cm) en jonge kabeljauw (lengtes 30-55 cm), maar ook haringachtigen zouden rondom de monopiles aanwezig kunnen zijn (Couperus *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). Staand-wantvangsten in de buurt van het harde substraat bestonden voornamelijk uit kabeljauw, steenbolk, Noordzeekrab en fluwelen zwemkrab, terwijl platvissen en wijting op het zand te vinden waren (van Hal *et al.* 2017). Grote dagelijkse fluctuaties in visdichtheden nabij de monopiles wijzen erop dat deze slechts tijdelijk wordt gebruikt als schuilplaats of foerageergebied (Van Hal *et al.* 2017). En ook al kon het (nog) niet wetenschappelijk aangetoond worden, de kans dat het harde substraat wordt gebruikt voor het afzetten van viseieren is ook aannemelijk (Vandendriessche *et al.* 2016).

Ook in een Belgisch windpark (C-power) waren deze toenames in visdichtheden zichtbaar, waarbij ook grote aantallen steenbolk aangetroffen zijn rondom de monopiles (Reubens 2011, Reubens *et al.* 2014). Specifieke leeftijdsgroepen van kabeljauw en steenbolk worden per seizoen aangetrokken tot de monopiles van het Belgische windpark, waar ze foerageren en ook groeien (Reubens *et al.* 2014). Recent toonde een Belgische studie op basis van onderzoek naar maaginhoud en stabiele isotopen aan dat benthopelagische soorten (steenbolk en juveniele kabeljauw) en benthische vissoorten (zeedonderpad) de kunstmatige structuren van een windpark gebruiken als foerageergebied, gezien hun dieet gebaseerd is op hardsubstraat fauna (Mavraki *et al.* 2021). Een vergelijkbare studie in Amerika liet op deze manier ook zien dat vissen, zoals heek en bot, foerageren op de hardsubstraat-soorten op de turbines (Wilber *et al.* 2022). In Japan werd zelfs waargenomen dat er bij de "marbled flounder" (*Pseudopleuronectes yokohamae*), na de aanleg van een windpark, geen zomermigratie meer plaats vond naar diepere wateren en deze in de buurt van de kunstmatige substraten bleven (Mitamura *et al.* 2021).

Er zijn ook vissoorten in het OWEZ-windpark die niet profiteren van de aanwezigheid van de monopiles van de windturbines. Voor sommige soorten worden in de nabijheid van de monopiles zelfs lagere aantallen aangetroffen dan elders in het park. Dit betreffen vooral platvissen (tong, schar en schol) en wijting (van Hal *et al.* 2012). Voor platvissen is dit vanzelfsprekend, maar voor pelagische soorten is het niet eenduidig vast te stellen of de aanwezigheid van de monopile als harde structuur, of andere factoren zoals geluidsproductie door de windturbines hieraan onderhevig zijn.



4.1.3 Verwijderingsfase

Naar alle waarschijnlijkheid zullen de windturbines een aantrekkende werking hebben op bepaalde vissoorten. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze vis-faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee zal zeer waarschijnlijk de tijdens de exploitatiefase toegenomen lokale abundantie van vissoorten rondom de monopiles teniet worden gedaan (Wright *et al.* 2018). Effecten van geluidspulsen zoals tijdens de constructiefase (door bijvoorbeeld heien) zijn niet aan de orde. De verwijdering van windturbines zal naar verwachting geen directe negatieve effecten hebben op zacht-substraat soorten zoals platvissen, maar wel voor soorten die gebruik maken van het harde substraat dat verwijderd wordt.

4.2 Benthos

Het benthos omvat de bodemfauna van de zee en bestaat uit een diverse gemeenschap van soorten met een mobiele levenswijze (krabben, garnalen, wormen en zeesterren) of vastzittende levenswijze (anemonen en zakpijpen). In de Noordzee wordt doorgaans onderscheid gemaakt tussen benthosgemeenschappen op hard substraat (zowel van nature voorkomende harde substraten als kunstmatige harde substraten) en zacht substraat (bodems bestaande uit bijv. zand, slib, klei of veen). Soorten hebben uiteenlopende groottes en foerageerstrategieën: zo zijn er filterfeeders, roofdieren en aaseters.

4.2.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Er is slechts in beperkte mate onderzoek uitgevoerd naar de effecten van geluidspulsen en bodemvibraties ten gevolge van heiwerkzaamheden op bodemdieren in de Noordzee, waardoor specifieke effecten lastig te bepalen zijn (Roberts & Elliot 2017). Enkele relevante soorten waar relevante onderzoeken voor zijn gedaan worden hieronder beschreven.

Mosselen (*Mytilus edulis*) vertoonden verhoogde filtratiesnelheden tijdens heiwerkzaamheden, mogelijk om te compenseren voor veroorzaakte stress (Spiga *et al.* 2016). Een experiment liet recent wel zien dat er gewinning optreedt bij mosselen welke voor langere tijd aan een constante geluidsintensiteit worden blootgesteld (Hubert *et al.*, 2021). Roberts *et al.* (2015, 2016) toonden veranderingen aan in het gedrag van de gewone heremietkreeft *Pagurus bernadus* en de gewone mossel in reactie op vibraties van het substraat. Een andere experimentele studie toonde aan dat heigeluiden het gedrag van de strandkrab (*Carcinus maenas*) beïnvloedde, wat zich uitte in verminderde tijd foerageren en meer tijd bewegingloos doorbrengen (Corbett 2019). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn.

Toch blijkt dat op gemeenschapsniveau bodemdieren geen effect ondervinden van de constructie van een windpark. Bij monitoring van het OWEZ-windpark en PAWP zijn namelijk geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013). Daarnaast zijn er geen significante verschillen aangetoond tussen de benthosgemeenschap binnen en buiten het



park (Leewis & Klink 2017). Op basis hiervan is het niet aannemelijk dat de onderwatergeluidspulsen ten gevolge van heiwerkzaamheden in het plangebied negatieve effecten hebben de aanwezige benthos op gemeenschapsniveau.

Effecten van bodemberoering

De bodemberoering kan leiden tot effecten van vertroebeling en habitatdestructie. Foeragerende schelpdieren kunnen hinder ondervinden van hoge concentraties sediment in het water als gevolg van de constructiewerkzaamheden. De schelpdieren die algemeen voorkomen in het plangebied, zoals Amerikaanse zwaardschede, zijn echter relatief goed bestand tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentratie in het water (Witbaard & Kamermans 2009, Kamermans & Dedert, 2012). Omdat verhogingen van de turbiditeit ten gevolge van bodemberoerende activiteiten slechts tijdelijk zijn en schelpdieren in het gebied relatief robuust zijn tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentraties zijn geen substantiële effecten van de constructie van het windpark op schelpdierbanken in het plangebied te verwachten.

De verstoring van de bovenste bodemlaag (en daarmee ook van de aanwezige benthosgemeenschap) wordt veroorzaakt door de funderingswerkzaamheden en het trenchen van de kabels binnen het park. Ook het aanleggen van de erosiebescherming zal een verstoring van de bodem en daarmee geassocieerd bodemleven tot gevolg hebben. Daarnaast wordt de lokale benthosgemeenschap in het ingreepgebied bij het heien van de fundaties door mechanische druk gedood. Deze directe impact is vooral van belang voor langlevende soorten en soorten welke biogene riffen vormen, zoals *Sabellaria*.

Door het trenchen van de kabels binnen het windpark wordt in de direct beïnvloede gebieden een verstoring van de bodemlaag veroorzaakt. Hierdoor worden benthossoorten mogelijk blootgelegd. Veel benthossoorten zijn in staat zich vrij snel weer in te graven (zoals de noordkromp), maar enkele grote soorten hebben niet dit vermogen. Daarnaast kan door het trenchen van de kabels letsel ontstaan bij organismen waardoor ze niet meer in staat zijn zich in te graven en daardoor de werkzaamheden niet overleven.

Naast blootlegging speelt bij het trenchen van kabels ook begraving van bodemleven een rol. Door het trenchen, kan bodemleven begraven worden onder een dikke laag sediment. Opnieuw zijn er soorten die dit proces overleven en zichzelf weer omhoog kunnen graven en soorten die niet in staat zijn zichzelf terug te graven en daardoor sterven. In zandige bodems is de bodemgemeenschap vaak minder gevoelig voor bedekking en kunnen meerdere centimeters bedekking overleven (Bijkerk 1988; Essink 1999).

Resultaten van een vergelijking van macrofaunaeigenschappen in OWEZ en het PAWP met referentiegebieden leiden tot de conclusie dat er geen kortetermijneffecten zijn van de aanwezigheid van het windpark op de lokale benthische faunasamenstelling in de zanderige gebieden tussen de monopiles (Daan *et al.* 2009, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Zelfs bij de installatie van gravity-based funderingen (GBFs), waarvoor meer voorbereidingen op de zeebodem vereist zijn (zoals baggerwerkzaamheden) in vergelijking tot de installatie van monopilefunderingen, herstelt de lokale benthische faunasamenstelling binnen een jaar (Coates *et al.* 2015).



Effecten van bodemberoering op de bodemgemeenschap hebben dus een lokaal en tijdelijk karakter. Individuen nabij de kabels en de fundering kunnen begraven/blootgelegd en/of beschadigd worden, met mogelijk sterfte tot gevolg. Door het regeneratief vermogen van het bodemleven is dit effect slechts tijdelijk en zal binnen een jaar het verstoorde gebied grotendeels hersteld zijn. Enkel langlevende soorten, zoals de wulk (*Buccinum undatum*), zullen meer moeite hebben om terug te keren. Daarnaast kan niet uitgesloten worden dat biogene riffen van bijvoorbeeld zandkokerwormen (*Sabellaria spinulosa*), die potentieel aanwezig zijn in het plangebied, door bodemberoering beschadigd raken.

4.2.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

De geluidsniveaus van een operationeel windpark zijn relatief laag vergeleken met de geluidspulsen zoals die geproduceerd worden tijdens heikwerkzaamheden in de constructiefase van het park. Omdat uit de benthosmonitoring van OWEZ-windpark en PAWP geen grote veranderingen zijn waargenomen in de benthosgemeenschap voor en na de constructie van het windpark (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013), wordt ervan uitgegaan dat de effecten van geluid en/of trillingen van een operationeel windpark op benthosgemeenschappen verwaarloosbaar zijn. Het geluidsniveau van de continue trillingen en geluid geproduceerd door HVAC (high voltage alternate current) inter-array kabels (Zabar *et al.* 1992, OSPAR Commission 2008b) zijn ook relatief laag tijdens de exploitatiefase (100 dB re 1uPa at 1 m voor een 136 kV elektriciteitskabel; JASCO Research 2006).

Effecten van straling

Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen van EMFs van windparken te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Taormina *et al.* 2018). Een experimentele studie toonde aan dat de aanwezigheid van een statisch EMF (vergelijkbaar met veldwaarden van 2.8mT en 40mT) naast een aantrekkende werking ook stress gerelateerde fysiologische effecten had op de Noordzeekrab *Cancer pagarus* (Scott *et al.* 2018). Lange termijneffecten op de voortplanting van de Noordzeekrab onder chronische blootstelling aan EMF zijn niet onderzocht. Een andere experimentele studie ondervond dat menselijk geïnduceerde magnetische velden geen significant effect lijken te hebben op het gedrag van juveniele Noordzeekreeften (*Homarus gammarus*) (Taormina *et al.* 2020). In een laboratorium liet de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) geen aantrekking- of vermijdingsgedrag zien wanneer blootgesteld aan EMF, maar wel nam hun graaffectiviteit toe (Jakubowska *et al.* 2019). Een veldstudie in de VS liet zien dat twee krabsoorten geen moeite hadden met het passeren van een stroomkabel. Een andere veldstudie toonde aan dat het gedrag van een Amerikaanse kreeft (*Homarus americanus*) wel verandert in de nabijheid van een stroomkabel, maar dat deze niet als barrière fungeert (Hutchison *et al.* 2018, Gill & Desender 2020).



Op basis van bovengenoemde onderzoeken lijkt EMF vooralsnog geen effect te hebben op benthos, al is dit nog maar zeer beperkt onderzocht en voornamelijk binnen een experimentele opzet.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Na realisatie van een offshore windpark mogen er geen bodemberoerende visserijactiviteiten meer worden uitgevoerd binnen het park. Hierdoor wordt de bodem minder aangetast en krijgt benthos de mogelijkheid zich te ontwikkelen. Ook *Sabellaria*-banken zijn kwetsbaar voor schade aangebracht aan het rif door de bodemvisserij (Gibb *et al.* 2014). Het is een belangrijke oorzaak voor het verdwijnen van de soort en een bottleneck voor het herstel (van Duren 2018). De directe effecten van het uitsluiten van bodemberoerende visserij op benthos zijn verminderde sterfte (soortafhankelijk), verandering in de beschikbaarheid van voedsel en verandering in habitatcondities. Soorten die profiteren van de huidige omstandigheden met regelmatige bodemberoering (zoals wormen) zullen waarschijnlijk afnemen en de productiviteit van de bodemgemeenschap kan veranderen (van Denderen *et al.* 2013). Positieve effecten die kunnen optreden zijn ontwikkelingsmogelijkheden voor kreeften (Roach *et al.* 2018), tweekleppigen, ingravende zee-egels, epifauna, langlevende soorten in de bodem en biogene structuren zoals schelpdierbanken en *Sabellaria*-banken (Jongbloed *et al.* 2013), evenals een toename in biomassa en biodiversiteit (Reiss *et al.* 2009, van Denderen *et al.* 2014, Eigaard *et al.* 2016, Roach *et al.* 2018). Minder bodemberoering kan bovendien leiden tot een stijging in organisch materiaal in de bodem, waardoor er meer schelpdieren gaan groeien zoals de witte dunschaal (de Jong *et al.* 2015).

Er is een beperkt aantal studies naar langjarige effecten van uitsluiten van bodemberoerende visserij in de Noordzee. Alhoewel Vandendriessche *et al.* (2015) een positief effect op de benthische soortgemeenschap levend in de zachte zandbodems in en rondom een Belgisch windpark rapporteerde, bleek dit positieve effect slechts van korte duur (Derweduwen *et al.* 2016). Waarschijnlijk was de initiële toename in soortenrijkdom en abundantie een korte termijn reactie van opportunistische soorten. Van Denderen (2015) toonde aan dat een eventueel positief effect van de afwezigheid van bodemberoerende visserij gerelateerd is aan de intensiteit van natuurlijke verstoringen van de zeebodem. Gebieden die van nature weinig verstoord worden zullen meer baat hebben bij de afwezigheid van bodemberoerende visserij (Rijnsdorp *et al.* 2017). Resultaten van benthosbemonsteringen in OWEZ en zes referentiegebieden, uitgevoerd vijf jaar na realisatie van het park konden een duidelijk effect van het uitsluiten van bodemberoerende visserij (nog) niet aantonen (Bergman *et al.* 2012, 2015). Ook in de Belgische Noordzee werd 6 respectievelijk 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond (Degraer *et al.* 2018). In het PAWP werden eveneens geen veranderingen in de bodemgemeenschap vastgesteld tussen locaties binnen het PAWP vergeleken met referentielocaties buiten het windpark voor 6 jaar (Lock *et al.* 2014) en 10 jaar (Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018) na afsluiting van het windpark voor visserij. De visserijintensiteit leek geen grote rol te spelen in de samenstelling van de benthische soortengemeenschap. Wel was er een duidelijk temporeel effect op de soortensamenstelling op alle locaties (Leewis *et al.* 2018). Mogelijk is 10 jaar (nog) niet genoeg om herstel te zien van de benthische soortengemeenschap na het sluiten van een gebied voor visserij



of zijn deze gebieden van nature al erg dynamisch waardoor soorten niet alleen last hebben van visserij maar ook gewoon de hoge mate aan bodemdynamiek.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen in verticale richting (monopile) en horizontale richting (erosiebescherming) (Degraer *et al.* 2020). Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken hebben doorgaans een soortenrijke hard substraat benthosgemeenschap. Zo werden tijdens een biodiversiteitsonderzoek in de Noordzee 165 soorten op tien scheepswrakken aangetroffen (Lengkeek *et al.* 2013). Op de monopiles van een windpark en de harde structuren van de erosiebescherming (i.e. structuur ter bescherming tegen erosie) zal zich na verloop van tijd ook een rijke soortengemeenschap ontwikkelen, zoals waargenomen op de monopiles van de windparken OWEZ (Bouma & Lengkeek 2009, 2012), PAWP (Vanagt & Faasse 2014) en drijvend windpark Hywind in Schotland (Karlsson *et al.* 2021). In OWEZ werden in 2008 en 2011 55 soorten aangetroffen. Hierbij konden zones met groenalgen, zeepokken, oesters en jonge mosselen worden onderscheiden inclusief kenmerkende soorten zoals anemonen, gorgelpijpen, kleine kreeftachtigen, krabben, zeesterren, mosdierkolonies en diverse soorten wormen.

Op vier turbinepalen van het PAWP werden in totaal 87 soorten geïdentificeerd, met als belangrijkste soortgroepen schaaldieren, borstelwormen, neteldieren en mosdiertjes (Vanagt & Faasse 2014). De meest abundante soort was de vlokreeft *Jassa herdmani*, terwijl mosselen dominant waren qua biomassa. De maximale dichtheid van fauna bedroeg anderhalf miljoen diertjes per vierkante meter. De patronen kwamen wat betreft biodiversiteit, abundantie en zonering erg overeen met andere offshore windparken in de regio.

De opmerkelijke vondst van platte oester (*Ostrea edulis*) bij zowel windpark OWEZ als PAWP (Bouma & Lengkeek 2012, Vanagt & Faase 2014) illustreert hoe windparken een rol zouden kunnen spelen bij zowel habitat bieden aan bijzondere soorten als de heropbouw van biogene riffen. Een andere studie vond in zacht substraat monsters binnen een windpark mosselen en bloemdieren welke niet of nauwelijks werden aangetroffen in zachtsubstraat referentiegebieden buiten het windpark, wat zou kunnen duiden op een zogenaamd spill-over effect van het harde substraat op het omringende zachte substraat (De Backer & Hostens in Degraer *et al.* 2018).

Een lang termijn studie toonde aan dat er verschillende fase van successie zijn met elk een andere soort samenstelling (Kerckhof *et al.* 2019). De bodemdiergemeenschappen die zich op harde structuren (monopiles, erosiebescherming) vestigen bestaan uit andere soorten dan de bodemdiergemeenschappen van de omringende zachte zandbodems, waardoor de biodiversiteit van bodemdieren in het plangebied toeneemt (o.a. Coates *et al.* 2014, Coolen *et al.* 2015). De structuren fungeren als een kunstmatig rif en voegen, naast een grote toename aan biodiversiteit, vooral biomassa toe aan het voorheen uitsluitend zachte substraat (Degraer *et al.* 2020). Voornamelijk substraat-gelimiteerde mobiele demersale soorten hebben hier baat bij. Krone *et al.* (2017) toonden aan in de Duitse Bocht van de Noordzee dat monopiles met erosiebescherming tweemaal zoveel Noordzeekrabben



herbergen dan monopiles zonder deze bescherming. De monopiles kunnen fungeren als *stepping stones* voor de verspreiding van hard substraatsoorten in de Noordzee (Coolen *et al.* 2017, Degraer *et al.*, 2020). Coolen *et al.* (2020) rapporteerde zelfs de vondst van *Sabellaria spinulosa* op natuurlijk en kunstmatige structuren bij Princes Amalia windpark, Borkum Riff Grund en verschillende olie- en gasproductie platforms. Ook zijn er indicaties dat inktvissen de structuren gebruiken om hun eieren op af te zetten (De Backer *et al.* 2020).

Naast inheemse soorten herbergen monopiles mogelijk ook (ongewenste) exoten. Verder van de kust komen over het algemeen minder uitheemse soorten voor dan vlak bij de kust. Hierbij is de hoogste diversiteit op drijvende objecten te vinden zoals boeien (van Duren *et al.* 2016). Op monopiles vestigen de meeste niet inheemse soorten zich in de intergetijden- en spatwater zone, waarschijnlijk omdat dit nog vrij nieuw habitat is op open zee (Degraer *et al.* 2020). Kerckhof *et al.* (2016 in Degraer *et al.* 2016) toonden aan dat het overgrote deel van aangetroffen exoten in het Belgische deel van de Noordzee uit het intergetijdegebied komt. Tot dusverre is nog niet aangetoond dat niet inheemse soorten in een windpark concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Echter kan het wel zo zijn dat soorten via de turbines (*stepping stones*) terecht komen in (kust)gebieden waar ze voorheen nog niet voorkwamen en waar wel geconcentreerd gaat worden met lokaal aanwezige inheemse soorten.

De introductie van hard substraat kan ook leiden tot effecten op de pelagische primaire productie, hetzij via een lokale toename van filtratiecapaciteit door kolonisatie met filterfeeders (Slavik *et al.* 2018), dan wel via een toename in verticale menging van de waterkolom (Carpenter *et al.* 2016, Floeter *et al.* 2017). Deze effecten kunnen zowel positief als negatief zijn voor benthos afhankelijk van primaire productie (van Duren *et al.* 2021). Een toename van filtratieactiviteit zal leiden tot meer detritus en hogere organische stofconcentraties op de zeebodem (Coates *et al.* 2014). Biologisch materiaal dat door scouring of golfslag van de monopile losraakt kan lokaal ook leiden tot een toename in organische stofconcentraties (Vanaverbeke 2018 in Boon *et al.* 2018). Lefailbe *et al.* (2018) toonde in de Belgische Noordzee aan dat verrijking met organische stof o.a. verschilt per windturbinetype (monopiles vs. jackets) en afstand tot de structuur (dichterbij of verder weg dan 50 m), en dat organische verrijking van het sediment leidde tot veranderingen in biodiversiteit en dichtheden van bodemdieren. Bij PAWP gaf de aanwezigheid van kunstmatige structuren geen aanwijzingen die duiden op grootschalige veranderingen van de zeebodem (ACRB 2013). Lokaal werden wel kleine sedimentatie accumulaties en erosiekuilen aangetroffen.

4.2.3 Verwijderingsfase

Naar alle waarschijnlijkheid zullen windturbines een faciliterende werking hebben op met name hardsubstraat geassocieerde benthossoorten. Daarnaast heeft het verbod op sleepnetvisserij mogelijk een positief effect op langlevende benthossoorten in overige delen van het windpark, al is zo'n effect in onderzoeken nog niet significant aangetoond. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee een negatief effect hebben op de totale benthospopulatie zoals die zich ontwikkeld heeft in het windpark tijdens de exploitatiefase. Soorten die zich door het



spill-over effect op het omringende zacht substraat hebben gevestigd, zoals mosselen, kunnen hierbij wel overleven, mits het gebied niet weer wordt opengesteld aan bodemberoerende visserij.



5 Materiaal en methoden

5.1 Brongegevens

5.1.1 Vogels

Op de Noordzee komen tientallen soorten zeevogels voor die de zee het hele jaar door als hun leefgebied hebben en die ter plaatse foerageren, rusten, ruien en slapen. Velen daarvan zijn te vinden in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee ter hoogte van Nederland (Baptist & Wolf 1993, Camphuysen & Leopold 1994, Arts 2013). Een complete lijst van voorkomende (zee)vogelsoorten in de Noordzee wordt gegeven in tabel 5.1.

Soorten die slechts in zeer geringe aantallen of als dwaalgast op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) voorkomen, of soorten die eigenlijk zoetwatervogels zijn, waarvan sporadisch enkele individuen ook op zee worden gezien, maar dan vooral in de kustzone (zoals bijvoorbeeld het nonnetje (*Mergellus albellus*)) worden verder gezien als niet relevant voor deze studie. De meeste 'schaarse doortrekkers' worden alleen dicht onder de kust gezien, waar stuwing van deze trekvogels langs het land optreedt en waar bovendien relatief intensief wordt waargenomen.

Op volle zee zijn slechts weinig vogels werkelijk stationair aanwezig op een bepaalde locatie. Eerder gaat het voorkomen van zeevogels op volle zee gepaard met allerlei grootschalige en kleinschalige bewegingen, die in relatie kunnen staan met het getij, het al dan niet plotseling optreden van een goede mogelijkheid om te foerageren, de tijd van de dag, en de tijd van het jaar (seizoenstrek). Daarnaast heeft het gebied ook niet dezelfde functie voor alle vogels. Kleine mantelmeeuwen die broeden in de Nederlandse kustkolonies gebruiken de Noordzee om voedsel te zoeken voor hun jongen, in tegenstelling tot kleine mantelmeeuwen van elders die uitsluitend door de Nederlandse Noordzee heen trekken op weg tussen hun broedgebied en de zuidelijker gelegen overwinteringsgebieden. Daarnaast zijn er ook soorten die het NCP gebruiken om te overwinteren, zoals zeekoeten en roodkeelduikers. Indien delen van dit gebied veranderen, bijvoorbeeld door de constructie van een windpark op zee, zal dit gevolgen hebben voor het gebruik van dit deel van hun leefgebied.



Tabel 5.1 Complete lijst van relevante (zee)vogelsoorten in de Noordzee waar het plangebied is gelegen. Met een * worden de soorten aangegeven die onder de EU Vogelrichtlijn Annex 1 vallen (BirdLife International website) én die op het NCP voorkomen (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994, van den Berg & Bosman 2001, Bijlsma et al. 2001). In de laatste kolom wordt een indicatie van de talrijkheid op het NCP gegeven, naar van den Berg & Bosman (2001) en Bijlsma et al. (2001). br: broedvogel in Nederland; n-br: niet-broedvogel; migr: trekvogel.

soort	wetenschappelijke naam	status op het NCP
* roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>	Algemeen in kustzone (n-br)
* parelduiker	<i>Gavia arctica</i>	Vr j schaars (n-br)
* ijsduiker	<i>Gavia immer</i>	Schaarse gast (n-br)
* geelsnavelduiker	<i>Gavia adamsii</i>	Zeldzaam (n-br)
dodaars	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Schaarse doortrekker in kustzone (n-br)
* kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>	Vr j schaars in kustzone (n-br)
geoorde fuut	<i>Podiceps nigricollis</i>	Schaars in kustzone (n-br)
fuut	<i>Podiceps cristatus</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
roodhalsfuut	<i>Podiceps grisegena</i>	Schaars in kustzone (n-br)
noordse stormvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>	Talrijk op open zee (n-br)
* kuhls p jlstormvogel	<i>Calonectris diomedea/borealis</i>	Zeldzame doortrekker (migr)
grote pijlstormvogel	<i>Puffinus gravis</i>	Dwaalgast
* gon-gon/freira	<i>Pterodroma madeira/feae</i>	Dwaalgast
* bulwers stormvogel	<i>Bulweria bulwerii</i>	Dwaalgast
* kleine p jlstormvogel	<i>Puffinus assimilis</i>	Dwaalgast
grauwe p jlstormvogel	<i>Puffinus griseus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
noordse pijlstormvogel	<i>Puffinus puffinus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* vale pijlstormvogel	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Vr j schaarse doortrekker (migr)
* bont stormvogeltje	<i>Pelagodroma marina</i>	Dwaalgast
* stormvogeltje	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Vr j schaarse doortrekker (migr)
* vaal stormvogeltje	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Vr j schaarse doortrekker (migr)
jan-van-gent	<i>Morus bassanus</i>	Talrijk op open zee (n-br & migr)
aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Talrijk in kustzone (br & n-br)
kuifaalscholver	<i>Phalacrocorax aristoteles</i>	Schaarse wintergast (n-br)
eider	<i>Somateria mollissima</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br & n-br)
koningseider	<i>Somateria spectabilis</i>	Dwaalgast
* stellers eider	<i>Polysticta stelleri</i>	Dwaalgast
zwarte zee-eend	<i>Melanitta nigra</i>	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
grote zee-eend	<i>Melanitta fusca</i>	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
brilzee-eend	<i>Melanitta perspicillata</i>	Dwaalgast
ijseend	<i>Clangula hyemalis</i>	Schaarse wintergast in kustzone (n-br)
harlekijneend	<i>Histrionicus histrionicus</i>	Dwaalgast
brilduiker	<i>Bucephala clangula</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
middelste zaagbek	<i>Mergus serrator</i>	Talrijk in kustzone (n-br)



rosse franjepoot	<i>Phalaropus fulicarius</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* grauwe franjepoot	<i>Phalaropus lobatus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
grote jager	<i>Stercorarius skua</i>	Vr j schaarse gast (n-br & migr)
middelste jager	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
kleine jager	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Algemene doortrekker (migr)
kleinste jager	<i>Stercorarius longicauda</i>	Schaarse doortrekker (migr)
vorkstaartmeeuw	<i>Xema sabini</i>	Schaarse doortrekker (migr)
drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla</i>	Talrijk (n-br)
kokmeeuw	<i>Larus ridibundus</i>	Talrijk in kustzone (br & n-br)
stormmeeuw	<i>Larus canus</i>	Talrijk (br & n-br)
* zwartkopmeeuw	<i>Larus melanocephalus</i>	Schaars in kustzone (br & n-br)
zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>	Talrijk (br & n-br)
* audouins meeuw	<i>Larus audouinii</i>	Dwaalgast
pontische meeuw	<i>Larus cachinnans</i>	Zeer schaarse gast (n-br)
geelpootmeeuw	<i>Larus michahellis</i>	Zeer schaarse gast (n-br)
kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus graellsii</i>	Talrijk (br & migr)
* baltische kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus fuscus</i>	Mogelijk schaarse doortrekker (migr)
grote mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>	Talrijk (br & n-br)
* dwergmeeuw	<i>Larus minutus</i>	Talrijk, vooral in kustzone (migr)
grote burgemeester	<i>Larus hyperboreus</i>	Schaarse wintergast (n-br)
kleine burgemeester	<i>Larus glaucoides</i>	Zeldzaam (n-br)
* lachstern	<i>Gelochelidon nilotica</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* reuzenster	<i>Hydroprogne caspia</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* grote stern	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* dougalls stern	<i>Sterna dougallii</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* visdief	<i>Sterna hirundo</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* noordse stern	<i>Sterna paradisaea</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* dwergstern	<i>Sterna albifrons</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* zwarte stern	<i>Chlidonias niger</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
kleine a k	<i>Alle alle</i>	Schaarse wintergast (n-br)
papegaaiduiker	<i>Fratercula arctica</i>	Zeer schaarse wintergast (n-br)
zwarte zeekoet	<i>Cephus grylle</i>	Zeer schaarse wintergast (n-br)
zeekoet	<i>Uria aalge</i>	Talrijk (n-br)
kortbekzeekoet	<i>Uria lomvia</i>	Dwaalgast (n-br)
alk	<i>Alca torda</i>	Talrijk (n-br)

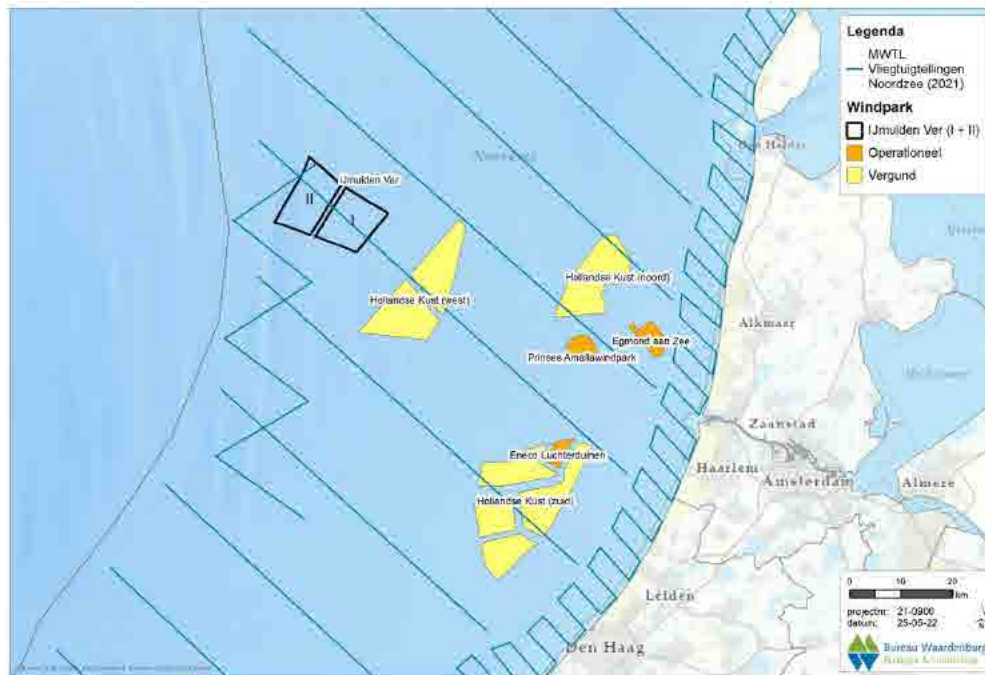


Telgegevens

Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recent beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold *et al.* 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2016, Van der Wal *et al.* 2015) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi *et al.* 2018b, Van der Wal *et al.* 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek *et al.* 2022b). Dit zijn de gegevens van de internationale en landelijke monitoringsgegevens van de MWTL- en/of ESAS-data (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019). Deze data beslaan kleine delen van het windenergiegebied IJmuiden Ver en bestaan vooral uit geïnterpoleerde gegevens. Het is de meest volledige reeks gegevens die over een lange periode is verzameld.

MWTL-tellingen en ESAS-data

In het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) wordt de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren geteld (b.v. Arts *et al.* 2013, Fijn *et al.* 2022). Daarnaast zijn diverse Europese tellingen, waaronder die bijvoorbeeld van de monitoring rond OWEZ (Leopold *et al.* 2012) samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) Database (Tasker *et al.* 1984, Reid & Camphuysen 1998). De MWTL-tellingen worden uitgevoerd vanuit een vliegtuig (transecten in Arts *et al.* 2013), terwijl de ESAS-data merendeels gebaseerd zijn op scheepstellingen langs vaste transecten. Voor de precieze ligging van deze transecten wordt verwezen naar Leopold *et al.* (2015). Op basis van deze monitoringsprogramma's zijn tweemaandelijks geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten door Wageningen Marine Research. Deze gegevens zijn in het KEC-project door Rijkswaterstaat (2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015, 2018, Gyimesi *et al.* 2018b, Potiek *et al.* 2022b) gebruikt om de effecten van bestaande en toekomstige windparken in de zuidelijke Noordzee te berekenen. Sinds 2014 zijn de MWTL-tellingen aangepast zodat momenteel vier keer per jaar (aug, nov, jan, feb) een vlakdekkende telling van het gehele NCP wordt gedaan met een vliegtuig. Op basis van deze tellingen worden dichtheden van vogelsoorten bepaald voor het totale NCP. Daarnaast leveren deze tellingen populatieschattingen op van diverse soorten zeevogels op de Nederlandse Noordzee. Op basis van de interpolaties zijn voor de verschillende kavels van windenergiegebied IJmuiden Ver verschillende dichtheden van zeevogels berekend.



Figuur 5.1 Ligging van de transecten van de MWTL-vliegtuigtellingen ten opzichte van het windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken.

De dichtheden gevonden tijdens scheepstellingen en vliegtuigtellingen verschillen van elkaar. Dit komt voornamelijk voort uit methodologische verschillen die leiden tot verschillen in detectie. Voorbeelden hiervan zijn dat sommige soorten al op grote afstand opvliegen voor een onderzoeksschip en daardoor gemist worden tijdens boottellingen, terwijl dat bij een vliegtuigtelling minder makkelijk gebeurt door de hoge snelheid van het vliegtuig. Daarentegen worden duikende vogels vaak eerder gemist vanuit een vliegtuig dan vanaf een boot, omdat deze alweer boven komen alvorens een boot voorbij gevaren is, terwijl door de hoge snelheid van het vliegtuig de waarnemer allang gepasseerd is. Ook voor vliegende vogels is de detectie vanuit het vliegtuig vaak beter, doordat vogels op grotere hoogte makkelijker gemist worden vanaf een schip, en doordat vliegende vogels vaak te laat worden opgepikt waardoor ze al snel het predicaat 'scheeps-geassocieerd' meekrijgen en daardoor niet meetellen in de dichtheidsbepalingen.

Additionele tellingen vanaf boorplatform K14

Naast deze genoemde tellingen die expliciete gegevens over windenergiegebied IJmuiden Ver opleveren, zijn data beschikbaar van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn *et al.* 2012). Specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels is gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Uit deze data zijn direct fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Tellingen vanaf K14 worden als relevant gezien omdat dit boorplatform in de relatieve nabijheid, op ca. 40-45 km afstand naar het noorden, van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt (zie figuur 1.1). Verwacht wordt dat waarnemingen vanaf bestaande windparken (OWEZ, PAWP of Luchterduinen) een minder goede indicatie



geven over de verwachte soortensamenstelling in IJmuiden Ver omdat dit laatste windenergiegebied op 63 km uit de kust ligt, terwijl de bestaande windparken op 20-25 km vanaf de kust liggen. K14 ligt op 80 km uit de kust, waardoor de soortensamenstelling ook in dit gebied minder gedomineerd zal worden door kustgebonden vogelsoorten.

Wel kan een andere telmethode vanaf K14 ervoor zorgen dat precieze dichtheden verschillen van de MWTL-tellingen. Dichtheden vanaf K14 zijn namelijk bepaald op basis van panoramascans. Daarnaast duurde het onderzoek op K14 slechts twee jaar en waren de tellingen op een beperkter aantal dagen uitgevoerd over een beperkter gebied dan vliegtuig- of scheepstellingen. Daarnaast zijn de scans uitgevoerd vanaf een platform met aanwezigheid van mensen, wat voor vermijding van vogels kan hebben gezorgd. Deze factoren hebben mogelijk eraan bijgedragen dat de dichtheden gemeten vanaf K14 over het algemeen lager uitvallen dan die van MWTL-/ESAS-tellingen. Vanwege de vergelijkbare locaties kunnen met name de onderlinge verhoudingen tussen vogelsoorten en de temporele veranderingen van dichtheden echter goed met elkaar worden vergeleken.

Alle eerdergenoemde tellingen zijn overdag uitgevoerd. Daarnaast vertellen waarnemingen van menselijke tellers vooral iets over vogelactiviteit in de onderste luchtlagen. Op basis van deze tellingen worden het voorkomen en de aantallen van (nachtelijke) trekvogels (met name zangvogels) daarom onderschat. Met radaronderzoek is wel een orde-grootte bepaling te doen van deze aantallen.

5.1.2 Vleermuizen

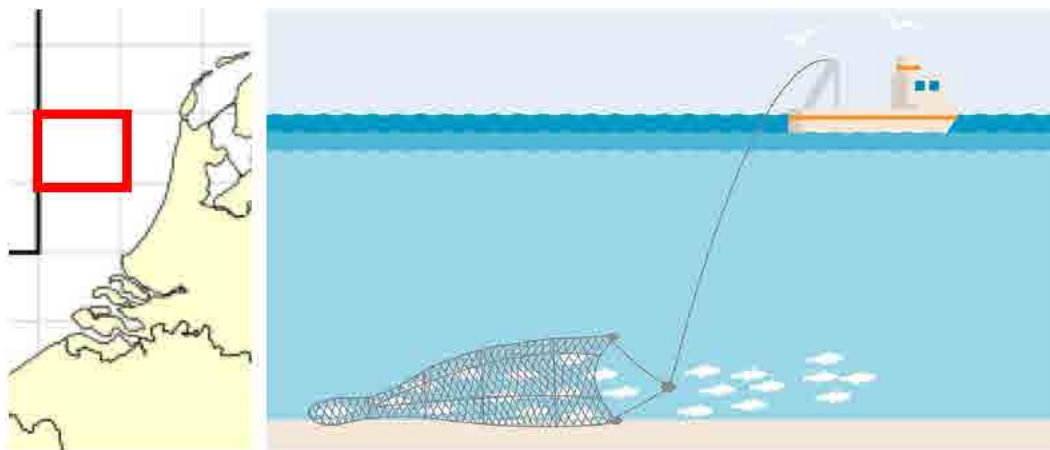
Het aantal jaarlijkse vleermuisslachtoffers in Nederlandse offshore windparken is niet bekend. Daarnaast is er weinig bekend over de populatiegroottes van vleermuizen in offshore windparken. De schatting van de populatie van ruige dwergvleermuizen dat over de Noordzee migreert heeft een zeer grote bandbreedte (100-1.000.000; Limpens *et al.* 2017). Waar de vleermuizen die over de Noordzee trekken precies vandaan komen is niet bekend (Rijkswaterstaat 2015). Het European Topic Centre on Biological Diversity (2021) geeft een overzicht van schattingen en trends van vleermuispopulaties in landen van de Europese Unie (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>). Gegevens van deze databank zijn gebruikt om populatiegroottes te bepalen. In het KEC (Rijkswaterstaat 2015, 2019) zijn alle beschikbare waarnemingen van vleermuizen boven het zuidelijke Noordzeegebied gepresenteerd en ook in voorliggend rapport verwerkt.

5.1.3 Vissen

Binnen het plangebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen. Wel is er data van gestandaardiseerde visbemonsteringen uit de omgeving beschikbaar, waar informatie aan ontleend kan worden. Dergelijke bemonsteringen zijn de International Bottom Trawl Survey (IBTS), Sole Net Surveys (SNS) en Boomkor survey (BTS). Voor de huidige rapportage is data van de IBTS verkregen via het DATRAS-dataportaal van ICES. Data van drie jaren met een interval van vijf jaar is verkregen van vak 34F3 (oppervlakte 757 km²), het vak waarin het



plangebied (deels) ligt (figuur 5.1). Monitoring vond plaats tweemaal per jaar (Q1 en Q3) en de hoeveelheid vis is weergegeven in “Catch per unit of fishing effort”, oftewel het aantal gevangen individuen per soort per uur dat er gevist wordt. Wel moet er rekening gehouden worden met de grote verschillen in vangsten tussen de twee bemonsteringen per jaar en tussen de verschillende jaren, zowel in totaal aantal gevangen vissen als het aantal gevangen soorten. Opgemerkt dient verder te worden dat deze maatstaf niet gelijk staat aan de hoeveelheid voorkomende vis in het gebied, omdat ook de trefkans om een grote school vis te vangen van invloed is.



Figuur 5.2 De locatie van vak 34F3 (links) en een illustratie van de visserijtechniek (rechts) (bron: MSC).

Ook binnen het MWTL-bemonsteringsprogramma worden visdata ingewonnen. Zo is bij het bodemschaven ook de visvangst geregistreerd, al is deze methodiek niet specifiek ontwikkeld op het bemonsteren van vis. Voor de voorliggende rapportage is de data gebruikt van negen monsterlocaties op de Bruine Bank die zijn bemonsterd in 2019 en 2021. De monsterpunten op de Bruine Bank liggen dicht bij het plangebied en vanwege de overeenkomsten in habitat is het aannemelijk dat er grote gelijkenissen zijn in het voorkomende onderwaterleven. Data van 2019 is verkregen uit het 'MWTL-databestand Bodemschaafcampagne 2019 Rijkswaterstaat', terwijl van 2021 ruwe data reeds (intern) beschikbaar is.

In 2016 en 2017 heeft Oceana twee bemonsteringen uitgevoerd op de Bruine Bank met een remotely operated vehicle (ROV) en een VanVeenhapper, ondersteund door een multi-beam echosounder en side-scan sonar. Met de ROV zijn 13 transecten afgelegd en met de VanVeenhapper zijn 63 monsters genomen, allen voornamelijk op het Nederlandse deel van de Bruine Bank. García *et al.* (2019) hebben de resultaten gepubliceerd. Naast benthos biedt dit ook waardevolle informatie over de visgemeenschap op de Bruine Bank, die naar verwachting vergelijkbaar is met de visgemeenschap in het beoogde plangebied.

5.1.4 Benthos

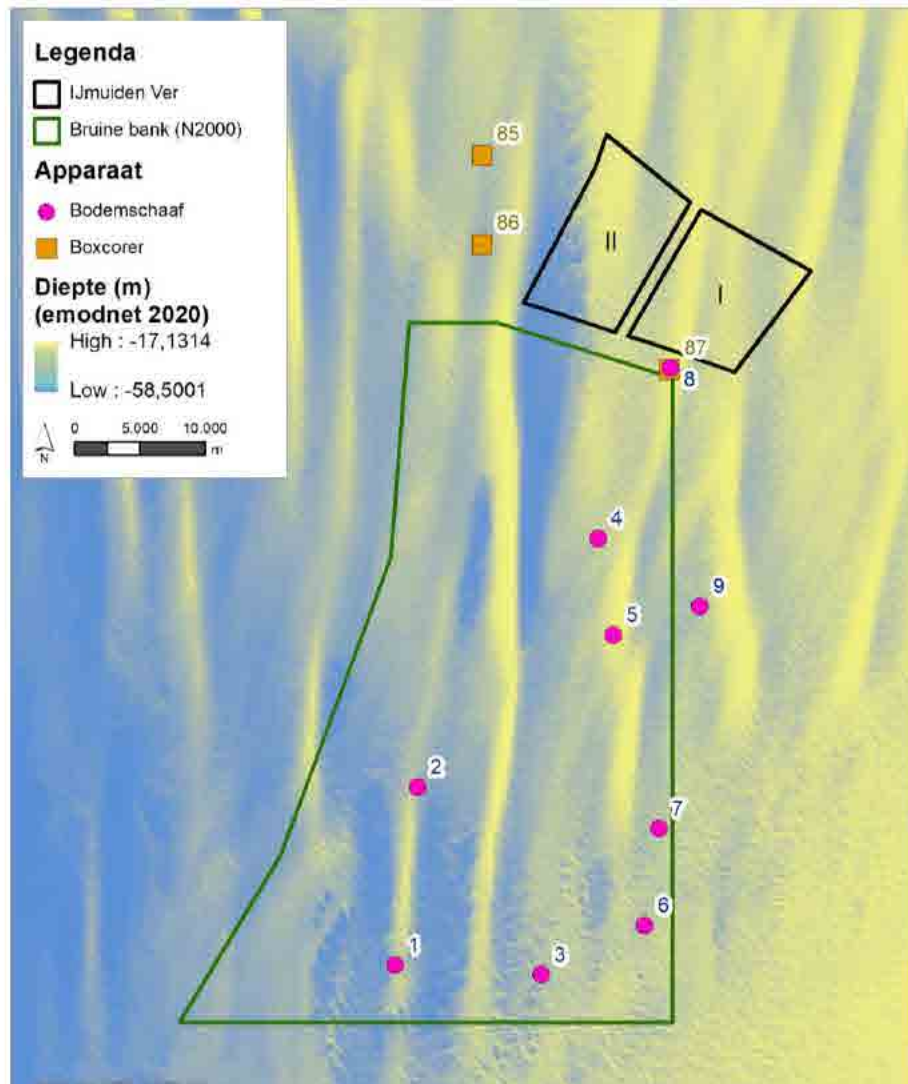
Binnen het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschappen. Wel worden op



de Noordzee benthosbemonsteringen uitgevoerd in het kader van het MWTL-bemonsteringsprogramma. Drie boxcore locaties (NRDZE_0085, 3.28751 52.89727; NRDZE_0086, 3.28696 52.83588; NRDZE_0087, 3.49863 52.74921) liggen nabij het plangebied. Hiervan is data beschikbaar van 1995 t/m 2018 (figuur 5.2). Deze data zijn verkregen via Informatiehuis Marien en zijn onder andere gebruikt om een beeld te schetsen van de aanwezige benthos in het plangebied.

In 2019 en 2021 is met een bodemschaaf het macrozoobenthos (> 5mm) van de Bruine Bank bemonsterd op negen locaties, ook in het kader van het MWTL-programma (figuur 5.2). Tijdens deze bemonstering zijn alleen individuen groter dan 5 mm geregistreerd. Op basis van habitatovereenkomsten is de benthosgemeenschap in het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver zeer waarschijnlijk vergelijkbaar met de gemeenschappen zoals die voorkomen op de Bruine Bank. Data van 2019 is verkregen uit het 'MWTL-databestand Bodemschaafcampagne 2019 Rijkswaterstaat'. Van de meetcampagne in 2021 is ruwe data reeds (nog niet-gepubliceerd) beschikbaar.

Eerdergenoemde bemonsteringen uitgevoerd door Oceana in 2016 en 2017 verschaffen waardevolle informatie over de benthosgemeenschap van de Bruine Bank (García *et al.* 2019). Resultaten van deze studie schetsen een beeld van de te verwachten benthosgemeenschap in het plangebied gezien de grote gelijkenis met de aanwezige habitat op de Bruine Bank.



Figuur 5.3 Ligging van de boxcore- en bodemschaaf-monsterlocaties van het MWTL-bemonsteringsprogramma nabij het plangebied.



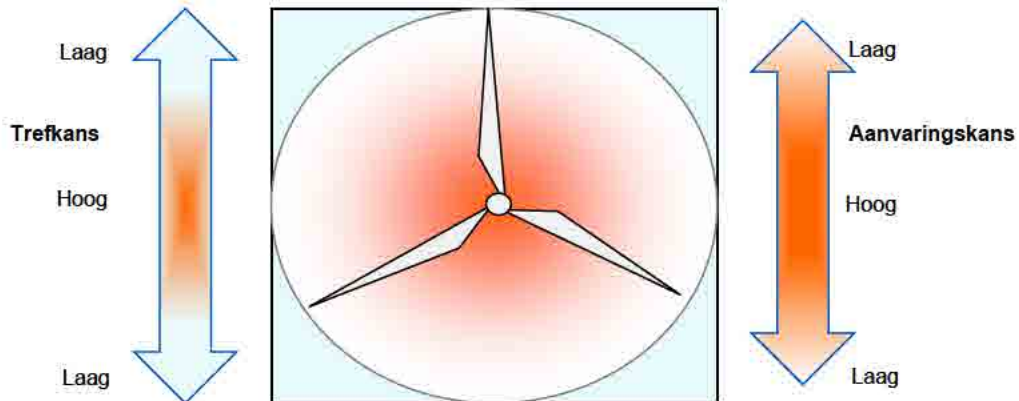
5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels

5.2.1 Aanvaringsslachtoffers

Zeevogels

In dit rapport is het *stochastische Collision Risk Model* (hierna: sCRM) gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels te berekenen. Het sCRM (Marine Scotland 2018) is gebaseerd op het SOSS Band Model (Band 2012), maar in het sCRM kunnen inputparameters worden voorzien van een standaarddeviatie, waardoor de variabiliteit rondom de inputparameters kan worden gemodelleerd. Dit zorgt ervoor dat het model een range van slachtofferaantallen produceert, waarmee een gemiddelde en standaarddeviatie kunnen worden berekend. De uitkomsten in dit rapport zijn gebaseerd op 1.000 iteraties van het model. Dit zorgt ervoor dat de onzekerheid rondom de slachtofferaantallen inzichtelijk wordt.

Het Band model biedt twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. In voorliggend rapport is voor het sCRM gebruik gemaakt van het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringsrisico neemt namelijk toe richting de gondel en de trefkans (de kans dat een vogel in het rotor-bestreken gebied terechtkomt) neemt af met de afstand tot het verticale middelpunt van de rotor (figuur 5.3). Dit, in combinatie met de vlieghoogteverdeling van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. Het andere alternatief is het Basic Band Model, waarbij gerekend wordt met een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-bestreken gebied. Het Basic model is geschikter als vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte niet goed bekend zijn, of als andere factoren, zoals de variatie in vogelaantallen, belangrijker worden geacht. Hierbij moet wel vermeld worden dat het belangrijk blijft om voor het gebruik van deze modellen zoveel mogelijk data te verzamelen over vlieghoogteverdelingen van zeevogelsoorten. GPS-logger metingen geven hiervoor de best beschikbare data, maar op dit moment zijn bij de meeste soorten geen of maar een beperkte hoeveelheid data waarop de vlieghoogteverdelingen gebaseerd zijn. Als er grote individuele verschillen in de vlieghoogte zijn, geeft dat een grote variatie in de modeluitkomsten. Samen met de gemeten vogeldichtheden en gebruikte uitwijkpercentages, heeft vlieghoogte daarmee de grootste invloed op het berekende aantal aanvaringsslachtoffers.



Figuur 5.4. Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.

Op basis van de MWTL- en ESAS-tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze dichtheden bevatten zowel vogels op het water als in vlucht en zijn daarom eerst gecorrigeerd voor de fractie van het totale tijdsbudget dat de vogel in vlucht is. Voor de berekeningen is gewerkt met vogelparameters conform de meest recent beschikbare data. Dat wil zeggen dat voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk soortspecifieke parameterwaarden conform KEC 1.0 zijn gebruikt (Rijkswaterstaat 2015). Voor de overige zeevogelsoorten zijn de parameterwaarden van de KEC 4.0-studie (de laatste actualisatie) gebruikt (Potiek *et al.* 2022b). In tegenstelling tot KEC 4.0 is in het KEC 1.0 nog niet gebruikt gemaakt van de stochastische versie van het Band model. Daarom zijn in voorliggend rapport voor de bovengenoemde soorten geen standaarddeviaties voor de verschillende parameters gebruikt. Uitzonderingen hierop zijn de lengte en spanwijdte van iedere soort. Voor deze parameters is conform KEC 4.0 voor iedere soort het gemiddelde en de standaarddeviatie bepaald op basis van ranges gegeven in Snow & Perrins (1998), waarbij de aanname is dat het middelpunt van deze ranges het gemiddelde is en dat alle data valt binnen drie standaarddeviaties van het gemiddelde. In tabel 5.3 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte parameters voor iedere soort. Voor jan-van-gent en zilvermeeuw zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de jan-van-gent een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn. Voor zilvermeeuw betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart. Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment. In het kader van de MER onderzoeken voor windenergiegebied IJmuiden Ver zijn vervolgens voor deze twee soorten ook nieuwe slachtofferberekeningen uitgevoerd die afweken van de KEC 4.0 cumulatiestudie. Zo is een ander windparkscenario aangehouden dan in het KEC 4.0, het zogenaamde juridisch noodzakelijk scenario: dit zijn windparken die op het moment van operationeel worden van IJmuiden Ver al vergund zijn maar nog niet gebouwd, en andere operationele windparken waarvan de effecten nog niet zeker verdisconteerd zijn in de populatie. Ook zijn berekeningen uitgevoerd voor het inzichtelijk maken van de effecten van een eventuele tiplaagteverhoging. Op het moment van



schrijven worden ook nog aanvullende berekeningen uitgevoerd voor de jan-van-gent met nieuwe dichtheidskaarten (Waggit *et al.* 2020) en nieuwe uitwijkpercentages (Leemans *et al.* in prep.).

Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers is voor alle windparkalternatieven van het windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver berekend. Op basis van de turbinekenmerken en het verwachte aantal turbines is het rotor-bestreken gebied voor elke alternatief berekend. Voor de berekeningen is conform KEC 4.0 de aanname gedaan dat het windpark van maart tot en met augustus operationeel is voor 96,25% van de tijd en in de overige maanden 100% operationeel.

Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Trekvogels

Voor trekvogels is in dit rapport gewerkt met het Basic Band Model (Band *et al.* 2007), omdat geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn voor trekvogels. Bovendien wordt verwacht dat variatie in het geschatte aantal vogels dat door een windpark vliegt belangrijker is voor het aantal aanvaringen dan schattingen over de vlieghoogteverdelingen.

Zoals eerder genoemd is specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Uit deze data zijn fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Berekeningen met het Band model kunnen worden gebaseerd op dichtheden van vliegende vogels of geschatte fluxen. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Echter, als alternatief is expliciet voor trekvogels een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar).

Op de jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast. Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die representatief is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en binnen de soortgroep een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort). Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, de buizerd voor roofvogels en uilen, de Kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder uitwijking op. Vervolgens is hier voor iedere soortgroep een uitwijkingspercentage van 98% op toegepast.



Tabel 5.3 Parameters gebruikt in sCRM berekeningen. N.B.: voor drieteenmeeuw zijn twee verschillende waarden van vliegsnelheid gebruikt voor het berekenen van respectievelijk de flux en het aanvaringsrisico.

soort	lengte (m)		spanwijdte (m)		vliegsnelheid (m/s)		nachtelijke activiteit	uitwijking (%)	fractie tijd in vlucht
	gem.	sd	gem.	sd	gem.	sd			
aalscholver	0,90	0,033	1,45	0,050	15,2	0	0	99,0	0,4
alk	0,38	0,003	0,66	0,008	16,0	0	0	99,5	0,2
drieteenmeeuw	0,39	0,003	1,08	0,042	8,7 / 6,2	3,16 / 3,40	0,50	99,2	0,7
duikers	0,61	0,027	1,11	0,017	19,0	0	0	99,0	0,5
dwergmeeuw	0,26	0,003	0,78	0,008	11,5	0,10	0,25	99,5	0,6
dwergstern	0,23	0,003	0,52	0,012	10,6	0	0	99,0	1,0
eider	0,61	0,035	0,94	0,047	17,9	0	0,50	99,0	0,4
fuut	0,49	0,008	0,88	0,008	13,2	0	0,25	99,0	0,6
grauwe pijlstormvogel	0,46	0,018	1,02	0,025	11,2	0	0,50	99,9	0,6
grote jager	0,56	0,008	1,36	0,013	14,9	3,80	0	99,5	0,8
grote mantelmeeuw	0,71	0,023	1,58	0,025	13,7	1,20	0,50	99,5	0,3
grote stern	0,39	0,008	1,00	0,017	10,3	3,40	0,05	99,0	1,0
grote zee-eend	0,55	0,012	0,95	0,015	20,1	0	0,50	99,0	0,4
jan-van-gent	0,94	0,022	1,73	0,025	14,9	2,60	0,08	98,9	0,8
kleine alk	0,18	0,003	0,44	0,013	20,0	0	0	99,5	0,2
kleine jager	0,44	0,008	1,18	0,025	13,8	2,20	0,00	99,5	1,0
kleine mantelmeeuw	0,58	0,020	1,43	0,025	9,4	3,92	0,43	99,8	0,4
kokmeeuw	0,36	0,005	1,05	0,017	11,9	0	0,25	99,5	0,2
kuifaalscholver	0,73	0,025	0,98	0,025	13,2	0	0	99,0	0,4
noordse pijlstormvogel	0,34	0,008	0,82	0,020	11,2	0	0,50	99,9	0,6
noordse stormvogel	0,48	0,008	1,07	0,017	13,0	0	0,75	99,9	0,4
papegaaiduiker	0,28	0,005	0,55	0,027	17,6	0	0	99,0	0,2
stommeeuw	0,41	0,003	1,20	0,033	13,4	0	0,50	99,5	0,4
stormvogeltje	0,16	0,007	0,38	0,005	11,2	0	0,75	99,9	0,6
vaal stormvogeltje	0,21	0,005	0,47	0,005	11,2	0	0,75	99,9	0,6
visdief/noordse stern	0,33	0,007	0,88	0,035	9,2	3,10	0	99,0	1,0
zeekoet	0,40	0,005	0,67	0,010	19,1	0	0,25	99,5	0,2
zilvermeeuw	0,60	0,015	1,44	0,020	11,3	3,91	0,01	99,5	0,3
zwarte zee-eend	0,49	0,017	0,85	0,018	22,1	0	0,50	99,0	0,4



Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor de berekening van aanvaringssslachtoffers onder kolonievogels uit Natura 2000-gebieden zijn voor de relevante soorten de aantallen slachtoffers in het broedseizoen (zoals berekend met het sCRM) bij elkaar opgeteld. Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie bestaat uit zogenaamde 'floaters' (niet-broedende vogels). Daarom zijn de aantallen slachtoffers in het broedseizoen vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces. Voor iedere relevante soort is dit aantal vervolgens verdeeld over alle vogels (dus ook uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van IJmuiden Ver, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van IJmuiden Ver gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen bijvoorbeeld de aantallen van kolonies die dichterbij IJmuiden Ver liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen.

5.2.2 Habitatverlies

Zeevogels

Uit internationale reviews van het KEC blijkt dat grove aannames worden gebruikt door gebrek aan data bij het onderwerp habitatverlies. Het is momenteel bijvoorbeeld onbekend hoe vermijding kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. Als *worst case*-aannames hanteren we in voorliggend rapport de aanname om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury *et al.* 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Ook de JNCC (adviesorgaan voor de UK vergunningverleners) hanteert als *worst case* een sterfte van 10% van de individuen die het windpark zullen vermijden¹. Met die aanname kan vervolgens, conform het achtergronddocument voor het MER van Ten Noorden van Waddeneilanden (Leemans *et al.* 2021), de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend. Dit wordt gedaan op basis van de oppervlakte van de kavels en de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen die gecorrigeerd worden met de soortspecifieke macro- uitwijkingspercentages. Dit laatste wordt gedaan om rekening te houden met het feit dat bij meerdere zeevogelsoorten zowel sterfte door aanvaringen als habitatverlies op kan treden. Door het toepassen van de macro-uitwijkpercentages wordt ervoor gecorrigeerd dat vogels die het windpark vermijden geen aanvaringssslachtoffer kunnen worden, maar daarmee kan het gebied als verloren voor die vogels beschouwd worden, oftewel treedt er habitatverlies op.

¹ "Given the very great uncertainty concerning realistic levels of mortality of displaced birds, JNCC have previously advised, for certain specific project applications, that a 10% adult mortality rate could be used for some key species (e.g. guillemot, razorbill, kittiwake, gannet and Manx shearwater), while some developers argue that those values are overly precautionary."



Trekvogels

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver verblijven. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Effecten van habitatverlies zijn daarom op voorhand uit te sluiten omdat de zee geen habitat van deze trekvogels vormt.

Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor de berekening van habitatverlies onder kolonievogels uit Natura 2000-gebieden is voor de relevante soorten de gemiddelde dichtheid in het broedseizoen (zoals berekend met het sCRM) genomen en vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces (zie ook §5.2.1). Vervolgens is wederom voor iedere relevante soort dit aantal verdeeld over alle vogels (dus ook over vogels uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van IJmuiden Ver, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van IJmuiden Ver gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de aantallen van kolonies die dichterbij IJmuiden Ver liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen. De gecorrigeerde en gewogen dichtheden in het broedseizoen zijn vervolgens vermenigvuldigd met de oppervlakte van de kavels, het soortspecifieke macro-uitwijkingspercentage en een sterfte van 10% om het aantal slachtoffers door habitatverlies onder kolonievogels te verkrijgen.

5.2.3 Barrièrewerking

Voor het inschatten van de mate waarin barrièrewerking een probleem voor vogels vormt is gebruik gemaakt van literatuur. Op grond hiervan en van informatie over de dimensies van de geplande windturbineopstellingen is ingeschat of vogels de windturbineopstellingen zullen kruisen of omvliegen. Een meer gedetailleerde kwantificering van barrièrewerking is, met name bij grote windturbines met ook grotere tussenafstanden, niet mogelijk omdat er nog onvoldoende onderzoek over beschikbaar is.

5.2.4 Toetsingscriteria

In het kader van de Wnb (Hoofdstuk 3) moet beoordeeld worden of de realisatie van IJmuiden Ver op zichzelf of in samenhang met andere plannen en projecten in de omgeving (significant) negatieve effecten kan hebben op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of op de Staat van Instandhouding (Svl) van populaties van beschermde soorten.

De toetsing vindt plaats op twee schalen:

1. effecten van IJmuiden Ver op omliggende kolonies in Natura 2000-gebieden
2. cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op de schaal van de gehele zuidelijke en centrale Noordzee



Het verschil in schaal zorgt ervoor dat deze effecten via verschillende criteria worden getoetst.

1% ORNIS-criterium voor toetsing van effecten van IJmuiden Ver op kolonie-niveau

Voor de toetsing op kolonie-niveau wordt tot dusver gebruik gemaakt van het 1% ORNIS-criterium. Volgens dit criterium, opgesteld door het ORNIS-comité, mag, bij gebrek aan overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs, iedere additionele sterfte van minder dan één procent van de jaarlijkse sterfte aan de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als niet significant worden beschouwd. Het Hof van Justitie gebruikt dit criterium als maatstaf om te beoordelen of sprake kan zijn van significantie (o.a. zaak C 79/03 (Commissie/Spanje)).

Belangrijk hierbij is te realiseren dat, op het moment dat er een betere methode is om de effecten te toetsen, deze methode ook vanuit het juridische perspectief dient te worden gebruikt.

Bij voldoende gegevens over de omvang van de jaarlijkse sterfte wordt in onderhavig rapport het ORNIS-criterium gebruikt om als eerste stap te bepalen of significante effecten op een bepaalde soort uitgesloten kunnen worden. Volgens dit criterium kan iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine hoeveelheid worden beschouwd. Wanneer de voorspelde sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op het behalen van de IHD's in Natura 2000-gebieden of op de Svl van de betrokken populaties met zekerheid uitgesloten worden. Bij de beoordeling is tevens rekening gehouden met de huidige Svl van deze populaties.

Als de additionele sterfte de 1%-mortaliteitsnorm (1% van de jaarlijkse sterfte) overschrijdt, kan er eventueel sprake zijn van een significant effect en zal in meer detail moeten worden gekeken naar mogelijke populatie-effecten. Zo kan een populatie van een Natura 2000-gebied waar de additionele mortaliteit boven de 1%-mortaliteitsnorm uitkomt ver boven de instandhoudingsdoelstelling zitten, zodat de additionele sterfte niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de betreffende populatie. In zulke gevallen kunnen populatiemodellen antwoord geven wat de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie zijn. De 1%-mortaliteitsnorm wordt in dit achtergronddocument met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen.

Populatiemodellen en ALIs voor toetsing van cumulatieve effecten van alle geplande windparken op schaal van de Noordzee

De cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. Hierbij wordt het verloop van de populatie gesimuleerd voor zowel het huidige scenario (zonder de geschatte extra sterfte), als voor het scenario waarin de cumulatieve sterfte als gevolg van geplande windparken (inclusief IJmuiden Ver) is meegenomen.



Er zijn voor zeevogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau binnen KEC populatiemodellen opgesteld (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019, Rijkswaterstaat 2019). Met behulp van deze populatiemodellen wordt de populatietrend gesimuleerd op basis van overlevingsgetallen van de verschillende leeftijdsklassen en van gegevens over reproductie (broedsucces en kans op broeden). Beschikbare gegevens uit de literatuur vormen de input voor het soortspecifieke null-model, wat de situatie reflecteert zonder additionele sterfte als gevolg van windparken ('zonder impact'). Dit model wordt vervolgens aangepast door de geschatte additionele sterfte toe te voegen, wat resulteert in het scenario met impact.

De vergelijking van het scenario met impact met het null-scenario zonder impact geeft meer inzicht in het effect van de geschatte additionele sterfte op de verwachte populatietrend. Het was nodig om drempelwaarden op te stellen die met populatiemodellen getoetst kunnen worden om zo conclusies te kunnen trekken over of een impact acceptabel is. Hiervoor is de methodiek van Acceptable Levels of Impact (ALIs) ontwikkeld (Potiek *et al.* 2022a). Deze soortspecifieke drempelwaarden ('levels') zijn in de vorm van:

De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y

Doordat binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken wordt met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact, wordt hier puur naar de impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van geplande windparken gekeken.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door LNV voorlopige drempelwaarden opgesteld, die afhankelijk zijn van de IUCN-status van de betreffende soort (Potiek *et al.* 2022b).

5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen

5.3.1 Bepaling van het aantal aanvaringslachtoffers

Er zijn tot op heden geen metingen uitgevoerd van het aantal gedode vleermuizen bij windparken op zee. Het is ook vrijwel onmogelijk om naar slachtoffers te zoeken op zee. Karkassen kunnen zinken of worden verplaatst door stroming. Op land wordt aan een methode gewerkt om met behulp van warmtebeeldcamera's het aantal aanvaringslachtoffers te bepalen (Lagerveld *et al.* 2017). De methode lijkt veelbelovend maar is nog niet ver genoeg uitgewerkt om effectief op zee toe te passen.

In Duitsland is het programma ProBat ontwikkeld waarmee op basis van de akoestische activiteit van vleermuizen (dat vanuit de nacelle is gemeten) het aantal slachtoffers



berekend kan worden. Het programma is gebaseerd op onderzoek in meer dan 100 Duitse windparken, waar zowel de vleermuisactiviteit als het aantal slachtoffers is bepaald. De onderzochte windparken lagen meestal dichtbij potentiële verblijfplaatsen (gebouwen, bomen) van vleermuizen en hebben vooral betrekking op soorten die op zee relatief weinig voorkomen (rosse vleermuis en gewone dwergvleermuis). In theorie zou hiermee ook het aantal vleermuislachtoffers in windparken op zee kunnen worden voorspeld. Op grond van twee redenen wordt het schatten van het aantal slachtoffers in de Noordzee op basis van akoestische gegevens volgens het ProBat model echter niet verantwoord geacht:

1. Het ProBat model is gebaseerd op onshore metingen vanuit relatief kleine windturbines en het is onzeker of die toepasbaar zijn voor windturbines op zee. Vanuit de nacelle van moderne offshore windturbines kunnen vleermuizen die zich in het onderste rotorbereik bevinden niet gedetecteerd worden. Er bestaat daarnaast de mogelijkheid dat dieren op trek of boven zee afwijkend gedrag vertonen ten opzichte van lokale dieren boven land (bijvoorbeeld hogere vlieghoogte om optimaal te profiteren van rugwind). Hierdoor zou mogelijk een deel van de trekkende vleermuizen niet opgemerkt worden met batdetectors in de nacelle, waardoor het model minder goed toepasbaar wordt voor windparken op zee.
2. Metingen in windparken in de Noordzee zijn op 15 m boven waterniveau uitgevoerd. Het ProBat-model vereist metingen vanuit de gondel/nacelle van de windturbine. Activiteit op lage hoogtes heeft op land een zwakke correlatie met het aantal slachtoffers, en is niet toepasbaar voor nauwkeurige schattingen.

Op grond van deze argumenten wordt hier een voorlopige schatting gemaakt op basis van expert opinion, in plaats van het ProBat model. De vastgestelde vleermuisactiviteit ligt in windparken op zee in de Noordzee lager dan in windparken in intensief gebruikte landbouwgebieden op het Nederlandse vasteland. Zoals eerder vermeld, bestaat de mogelijkheid echter dat vleermuisactiviteit systematisch onderschat wordt in windparken op zee. Niettemin zal het aantal slachtoffers op zee lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Lokaal verblijvende vleermuizen, zoals de gewone dwergvleermuis, zijn op zee vrijwel afwezig terwijl onshore in de meeste Nederlandse windparken de meeste slachtoffers onder gewone dwergvleermuizen vallen (§ 3.2).
- Van de rosse vleermuizen die in onshore windparken voorkomen, is slechts een klein deel lange afstandtrekker (Lehnert *et al.* 2014). In windparken op zee komen juist alleen lange afstandtrekkers voor.
- In onshore windparken vallen ook buiten de trekperiode vleermuislachtoffers, zij het in relatief kleine aantallen. Bij windparken op zee beperkt vleermuisactiviteit zich uitsluitend tot de trekperiode.

Op land vallen de minste slachtoffers bij windparken in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden. Het gemiddelde aantal slachtoffers varieert hier meestal rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell *et al.* 2010a, Limpens *et al.* 2013). Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal slachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. Wanneer de kleine windturbines (ashoogte < 50 m) buiten beschouwing worden gelaten is er volgens de huidige kennis geen duidelijk effect van de windturbinegrootte op het aantal slachtoffers.



De kans op slachtoffers neemt af met toenemende hoogte. Hogere windturbines hebben echter ook langere rotorbladen en bestrijken daarmee een groter oppervlak, wat de kans op slachtoffers vergroot. Grotere turbines hebben daarentegen een lagere draaisnelheid, wat de kans op slachtoffers verkleint. Er zijn dus verschillende effecten die tegen elkaar in werken. Hierdoor is er geen eenduidig effect van ashoogte op het aantal slachtoffers (Barclay *et al.* 2007, Rydell *et al.* 2010a, Niermann *et al.* 2011).

Uitgaande van bovenstaande bevindingen, hanteren we in voorliggend rapport een *worst case-scenario* van 1 slachtoffer per turbine per jaar.

5.3.2 Effectbeoordeling in relatie tot sterfte door aanvaringen

Ook voor vleermuizen wordt de 1% mortaliteitsnorm gehanteerd, zoals staat beschreven in paragraaf 5.2.4.

5.4 Effectbepaling en –beoordeling vissen

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op de aanwezige visgemeenschap worden bepaald aan de hand van een combinatie van literatuur over de ecologische effecten van offshore windparken (zie hoofdstuk 4) en bestaande brongegevens over lokaal aanwezige soort(groep)en (zie hoofdstuk 8). Aan de hand van literatuur wordt bepaald welke effecten een rol spelen voor vissen en vanuit brongegevens wordt bepaald om welke vissoorten dit gaat. Hierbij wordt ook specifiek gekeken naar relevante soorten conform Wnb-doelstellingen en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor plangebied IJmuiden Ver hierbij om de kabeljauw, en haaien en roggen.

5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos

Ook de effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op de aanwezige benthosgemeenschap worden gebaseerd op een combinatie van literatuur (zie hoofdstuk 4) en bestaande brongegevens (zie hoofdstuk 8). Aan de hand van literatuur wordt bepaald welke effecten een rol spelen voor benthos en vanuit brongegevens wordt bepaald om welke soorten dit gaat. Hierbij wordt ook specifiek gekeken naar relevante soorten en/of habitats conform Wnb-doelstellingen en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor plangebied IJmuiden Ver hierbij om *Sabellaria*-banken.

5.6 Effectbeoordeling

Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit tabel 5.2 gehanteerd.



Tabel 5.2 Scoringstabel voor effecten.

score	effect	gevolgen
++	sterk positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden
+	positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden.
0	neutraal effect	Voorgenomen ingreep onderscheidt zich niet wezenlijk van de referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of effecten op doelen van beschermde gebieden.
-	negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen, en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn mogelijk.
--	sterk negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen, en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn waarschijnlijk.

In de voorkomende gevallen dat de effecten marginaal zijn, wordt dit aangeduid met 0/+ (marginaal positief) of 0/- (marginaal negatief).



DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN



6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied

6.1 Vogels

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zou kunnen ingrijpen op vogelwaarden, is het nodig te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken.

In de volgende deelparagrafen worden beschrijvingen gegeven van vogelsoorten, uit verschillende 'vogelgroepen' (niet-broedvogels, broedvogels, trekvogels) waarvan bekend is dat zij op of nabij het studiegebied foerageren, rusten of om andere redenen verblijven. Met '**niet-broedvogels**' worden met name pleisterende niet-broedvogels bedoeld die in het studiegebied verblijven, met name in de herfst en winter. Broedende vogels komen in het studiegebied niet voor, maar **broedvogels** uit Natura 2000-gebieden in Friesland, Noord-Holland en Zuid-Holland en eventueel Engeland kunnen het plangebied tijdens hun foerageertochten bereiken. Dit geldt uiteraard ook voor broedvogels uit kolonies dichtbij of aan de kust maar die gelegen zijn buiten Natura 2000-gebieden. Onder de '**trekvogels**' in het studiegebied vallen zeevogels, bijvoorbeeld soorten uit kolonies in Noord-Europa die via de Noordzee naar West-Afrika trekken om daar te overwinteren. De grootste aantallen trekvogels boven de Noordzee zijn echter landvogels (vooral zangvogels), die vanuit Noord-Europese broedgebieden, doorgaans op grote hoogten (enkele honderden meters), via het luchtruim boven de Noordzee doortrekken naar meer zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden. Het kan dus voorkomen dat een soort in meerdere (zelfs alle drie) groepen voorkomt.

6.1.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Duikers

In de Zuidelijke Bocht van de Noordzee overwinteren enkele duizenden duikers, waarvan de roodkeelduiker verreweg de meest talrijke soort is die in internationaal kwalificerende aantallen aanwezig is. Parelduikers zijn het meest talrijk aanwezig tijdens de voorjaars trek (april/mei) maar blijven ook dan in de minderheid. Ijsduiker en geelsnavelduiker zijn in ons land dermate schaars dat ze op het NCP geen rol van betekenis spelen.

De kern van het verspreidingsgebied van alle duikers in Nederland ligt in de kustzone, doorgaans binnen de doorgaande NAP -20 m dieptelijn. Tijdens de voorjaars trek kan deze verspreiding iets ruimer zijn (Leopold *et al.* 2004, Poot *et al.* 2006). Dit wordt bevestigd door tellingen vanaf K14, waar duikers in zeer lage dichtheden werden waargenomen in voorjaar en najaar (met name in maart en november, Fijn *et al.* 2012). Bovendien wordt aangenomen dat duikers windparkgebieden in het algemeen vermijden (Welcker & Nehls



2016, Skov *et al.* 2017). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen duikers in kavels I en II van IJmuiden Ver niet of in zeer lage dichtheden voor.

Futen

Op het NCP komen vijf soorten futen voor: fuut, roodhalsfuut, geoorde fuut, kuifduiker en dodaars. Zo'n 20% van de Europese futen kan zich in de Nederlandse kustzone bevinden, maar voor de overige soorten ligt dit percentage veel lager (Leopold *et al.* 2012, Poot *et al.* 2012). Alle futen zijn vogels van de kustzone, die nooit verder dan een paar kilometer de zee opgaan. Om deze redenen zijn geen van de futensoorten relevant voor windparken op zee buiten de 10 NM zone. Ook op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen futen in kavels I en II van IJmuiden Ver niet voor.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel is een zeer talrijke soort op het NCP, maar vooral in de noordelijke helft. Zijn gedrag is echter tamelijk onvoorspelbaar en op allerlei momenten in het jaar, en onder zeer diverse weersomstandigheden, zijn omvangrijke invasies geweest in de Zuidelijke Bocht. Deze worden vooral opgemerkt langs de kust, maar aangezien deze soort een vogel van open zee is, kunnen bij dergelijke invasies ook aanzienlijke aantallen op iedere willekeurige locatie verder op zee in de Zuidelijke Bocht vliegen. Tellingen vanaf K14 tonen een lage dichtheid aan, met een piek in het najaar, van 0,01 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012). MWTL-/ESAS-dichtheden laten de hoogste waarden zien in de periode februari/maart, namelijk 0,8 en 0,6 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II. Gemiddeld is deze dichtheid echter 0,4 en 0,5 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II.

Overige stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes

Twee soorten pijlstormvogels komen min of meer regulier voor in de Zuidelijke Bocht: de noordse en grauwe pijlstormvogel. Ze worden hier echter nooit in grote aantallen gezien en enig effect op hun (zeer omvangrijke) populaties valt van geen enkele menselijke activiteit in de Zuidelijke Bocht te verwachten. Ook de overige soorten stormvogels en stormvogeltjes komen in Nederlandse wateren alleen voor in zeer lage dichtheden, of alleen als dwaalgast. Al deze soorten komen volgens de MWTL-/ESAS-tellingen dan ook niet voor in windenergiegebied IJmuiden Ver. Dit komt overeen met tellingen vanaf K14, waar deze soorten niet zijn gezien binnen 3 km van het platform (Fijn *et al.* 2012).

Jan-van-gent

Met name in het voor- en najaar trekken grote aantallen jan-van-genten door de Nederlandse Noordzee via het Kanaal naar het zuiden. Maar ook in de winter verblijven er vele jan-van-genten in de Nederlandse Noordzee. Het is een vogel van de open zee die regelmatig in het windenergiegebied IJmuiden Ver aanwezig is. Tellingen in en nabij bestaande windparken laten zien dat jan-van-genten windparkgebieden zeer waarschijnlijk vermijden (Leopold *et al.* 2013b, Welcker & Nehls 2016, Skov *et al.* 2017), hoewel het wellicht mogelijk is dat jan-van-genten wennen aan de aanwezigheid van een windpark (Furness 2016). Maandelijks dichtheden van jan-van-genten op basis van MWTL-/ESAS-tellingen waren maximaal 0,6 en 0,7 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II. Dit is in ordegrrootte vergelijkbaar met resultaten vanaf K14, waar de maximale dichtheid in het najaar was, met een waarde van 0,32 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012).



Aalscholvers

De aalscholver vestigt steeds meer broedkolonies in de Noord-Hollandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Op zee maken ze het gehele jaar door gebruik van structuren op zee om hun veren te drogen tijdens hun foerageertochten, zoals (gas)platforms en windparken zoals Luchterduinen, PAWP en OWEZ (Heinänen & Skov 2018). Op open zee, waar dit soort structuren ontbreken, worden ze veel minder waargenomen (Poot *et al.* 2011a). Ook gebaseerd op MWTL-/ESAS-tellingen komen aalscholvers momenteel in beide kavels niet voor. Ondanks dat de bestaande windparken Luchterduinen, PAWP en OWEZ al door aalscholvers in gebruik zijn genomen, is het niet vanzelfsprekend dat een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver ook gekoloniseerd wordt, vanwege de grotere afstand tot de kust.

Kuifaalscholvers broeden niet in Nederland, maar vooral jonge vogels van de Britse Eilanden steken over om hier te overwinteren en maken dan potentieel gebruik van platforms op zee. Op basis van MWTL-/ESAS-tellingen komen echter in zowel kavel I als kavel II geen kuifaalscholvers voor.

Zee-eenden

Diverse soorten zee-eenden en andere eendensoorten overwinteren in grote aantallen in de Nederlandse Noordzee. Met name zwarte en grote zee-eend en eider overwinteren met een ordegrootte van honderdduizend vogels op het NCP. Ze zijn echter gebonden aan relatief ondiep water met een rijke voedselvoorziening in de vorm van schelpdierbanken. Hetzelfde geldt in nog sterkere mate voor soorten als brilduiker, middelste zaagbek en ijseend. Zij zijn nog sterker gebonden aan ondiep kustwater en zullen ook in de trektijd uitsluitend als dwaalgast in het windenergiegebied voorkomen. Tijdens vliegtuigtellingen in 2010/11 zijn verder dan 10 km uit de kust slechts enkele keren kleine groepen zwarte zee-eenden waargenomen, uitsluitend in de trekperiode (Poot *et al.* 2011a). Voor beide kavels tonen de MWTL-tellingen de afwezigheid aan van zowel grote als zwarte zee-eend en van eider.

Jagers

Alle vier de Europese jagersoorten (grote, middelste, kleine en kleinste jager) trekken over het NCP, van hun broedgebieden in Schotland en verder noordelijk naar de Golf van Biskaje en West-Afrika. Schotse, en mogelijk ook IJslandse, grote en kleine jagers volgen hier een brede "trekroute" die ten zuiden van de Doggersbank, diagonaal over de Noordzee richting Nederlandse kust voert. Daarna vliegen ze het kanaal door naar de zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden en gezien hun verspreidingspatroon op zee volgt een groot deel van deze vogels een route op zee. Daarnaast foerageren jagers ook tijdens de trek waardoor ze soms voor langere tijd in bepaalde gebieden kunnen blijven hangen als de voedselsituatie daar gunstig is. Omdat de populaties grote en kleine jagers relatief klein zijn (enkele tienduizenden broedparen elk), steekt jaarlijks een relatief belangrijk deel van deze populaties de Noordzee over en deze vogels kunnen op hun route te maken krijgen met een eventueel windpark in het plangebied. De huidig beschikbare MWTL-tellingen laten echter zeer lage aantallen jagers in het gebied zien, namelijk gemiddeld ongeveer 0,02 grote jagers/km² voor zowel Kavel I als Kavel II. Volgens de MWTL/ESAS tellingen komen geen andere soorten jagers in Kavel I als Kavel II voor. Dit komt redelijk overeen



met tellingen vanaf K14, waar alleen zeer lage aantallen kleine en middelste jager gezien zijn (Fijn *et al.* 2012).

Meeuwen

Meeuwen zijn numeriek meestal de dominante vogels in de Zuidelijke Bocht. De hoogste dichtheden worden in de kustzone bereikt, maar ook op zee komen ze altijd en overal voor, en soms in grote concentraties. Dit laatste vooral achter viskotters, waardoor locaties met dergelijke concentraties (tot vele duizenden vogels) tamelijk onvoorspelbaar zijn. Op zee zijn kleine mantelmeeuw (zomer), en zilvermeeuw en grote mantelmeeuw (winter) de belangrijkste soorten. Veel van deze vogels die ver op zee foerageren, vertonen ochtend- en slaaptrek. Er is echter niet één nauwe baan voor deze bewegingen naar één vaste aanlandingsplaats of slaappleats. Ook op en in de nabijheid van platforms op zee slapen vele meeuwen.

Zilvermeeuwen die op zee op het NCP overwinteren zijn zowel eigen broedvogels als vogels die veel noordelijker of op de Britse Eilanden broeden, dus echte trekvogels. Voor de grote mantelmeeuw is de Zuidelijke Bocht een zeer belangrijk overwinteringsgebied van internationaal belang. Van beide soorten komt in het winterhalfjaar maximaal ruim 10% van de totale populatie op het NCP voor, maar een groot aandeel hiervan zit in de kustzone.

In het voorjaar en de nazomer verblijven de grootste aantallen kleine mantelmeeuwen op het NCP. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw respectievelijk 0,3; 0,3 en 0,2 vogels/km² in kavel I van IJmuiden Ver en respectievelijk 0,2; 0,2 en 0,2 vogels/km² in kavel II. Vanwege het verbod op visserij in windparken op zee kan de dichtheid aan meeuwen binnen windparken lager uitvallen dan in gebieden eromheen (Leopold *et al.* 2011).

Drieteenmeeuwen komen voornamelijk boven open zee voor, en zijn de meest voorkomende meeuwen in het studiegebied met een geïnterpoleerde dichtheid van gemiddeld 0,8 en 0,7 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II op basis van de MWTL-tellingen. Vooral tijdens de trek komen soms aanzienlijke aantallen verder op zee voor. Vanaf K14 zijn de hoogste aantallen drieteenmeeuwen in het najaar gezien, met een dichtheid van 0,2 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012).

Kokmeeuwen steken jaarlijks in grote aantallen over naar Engeland. De gemiddelde dichtheid op basis van MWTL-/ESAS-tellingen komen neer op respectievelijk 0,02 en 0,0 vogels/km² voor kavels I en II van IJmuiden Ver.

Stormmeeuwen komen in een brede band voor de Nederlandse kust voor (vooral in de winter). Het plangebied ligt buiten het kerngebied. In IJmuiden Ver zijn ze tijdens de tellingen in relatief lage dichtheden van 0,03 vogels/km² in beide kavels gezien. Dit komt overeen met tellingen vanaf K14, waar een gemiddelde dichtheid van 0,02 vogels/km² werd gevonden (Fijn *et al.* 2012).

Dwergmeeuwen komen in Nederland vooral voor als trekvogel. In het plangebied leveren geïnterpoleerde dichtheden een waarde van 0,2 vogels/km² op voor beide kavels. Vanaf



K14 zijn dwergmeeuwen ook alleen in de trekperiode, maar in zeer lage aantallen, waargenomen (Fijn *et al.* 2012).

Sterns

Sterns komen met name in de trektijd voor langs de Nederlandse kust. Grote sterns komen met name gedurende de voorjaars trek met een gemiddelde dichtheid van 0,2 vogels/km² in beide kavels voor volgens de MWTL-tellingen in deze periode. Als jaargemiddelde geldt een dichtheid van 0,03 vogels/km². Deze grote sterns zijn niet alleen afkomstig uit Nederland maar ook uit een groot deel van de Noordwest-Europese metapopulatie. Grote sterns werden vanaf K14 in zeer lage aantallen waargenomen (Fijn *et al.* 2012).

Vogels die ten noorden van Nederland broeden, zoals visdieven en noordse sterns uit Schotland, IJsland en Scandinavië, en tevens zwarte sterns uit Oost-Europa, trekken ver over zee en kunnen het windenergiegebied kruisen. Deze vogels kunnen ook ver op zee bezig zijn met de balts (Camphuysen 1991) of na het broedseizoen hier enige tijd in groepen verblijven (Camphuysen & Winter 1996). Dwergsterns zijn in voorkomen en trek op de Noordzee beperkt tot estuaria en de kustzone. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen zwarte sterns en dwergsterns in kavels I en II van IJmuiden Ver niet voor. Ook tijdens tellingen vanaf K14 zijn beide soorten niet waargenomen (Fijn *et al.* 2012). Volgens de MWTL-/ESAS-tellingen bedraagt de gemiddelde dichtheid van de soortgroep visdief/noordse stern 0,03 vogels/km² in kavels I en II van IJmuiden Ver. Vanaf K14 werden visdief en noordse stern met name in het voorjaar gezien, maar in zeer lage aantallen (Fijn *et al.* 2012).

Alkachtigen

Vier soorten alkachtigen komen regulier op zee op het NCP voor. Alk en zeekoet kunnen in de Zuidelijke Bocht in internationaal belangrijke aantallen overwinteren (1 tot 2% van de populaties). Vooral aan het eind van de winter kunnen de aantallen in de Zuidelijke Bocht sterk oplopen. Papegaaiduiker en kleine alk verkiezen meestal helderder water verder noordwestelijk op het NCP en komen in de Zuidelijke Bocht alleen tijdens invasies in vrij grote aantallen voor (Camphuysen & Leopold 1996, Camphuysen 2008). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van zeekoeten en alken respectievelijk 2 en 0,7 vogels/km² in kavel I van IJmuiden Ver en respectievelijk 1,9 en 0,6 vogels/km² in kavel II. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van papegaaiduikers 0,02 vogels/km² in beide kavels. Vergelijkbaar met tellingen vanaf K14, zijn papegaaiduikers voornamelijk aan het begin van het jaar (februari) gezien (Fijn *et al.* 2012). De dichtheid van kleine alken was op basis van MWTL-/ESAS-tellingen 0,0 in iedere maand in kavel I en alleen in oktober/november was deze 0,1 in kavel II. Ook dit is vergelijkbaar met tellingen vanaf K14, waar zeer lage aantallen kleine alken in het najaar werden gezien (Fijn *et al.* 2012).



Tabel 6.1a Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in kavel I van IJmuiden Ver. Tweemaandelijks dichtheden zijn bepaald op basis van MWTL-/ESAS-tellingen conform Rijkswaterstaat (2015) voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergster en kleine alk, en conform Potiek et al. (2022b) voor de andere soorten.

soort	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alk	2,3	0,0	0,0	0,0	0,5	1,1
drieteenmeeuw	1,1	1,0	0,4	0,1	1,3	0,9
duikers	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergmeeuw	0,1	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergster	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eider	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fuut	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grauwe pijlstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
grote mantelmeeuw	0,3	0,0	0,0	0,1	0,2	0,3
grote ster	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
grote zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
jan-van-gent	0,3	0,4	0,1	0,2	0,6	0,4
kleine alk	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine mantelmeeuw	0,2	0,4	0,7	0,2	0,2	0,0
kokmeeuw	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
kuifaalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse pijlstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse stormvogel	0,8	0,4	0,3	0,4	0,3	0,6
papegaaiduiker	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
stormmeeuw	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
vaal stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
visdief/noordse ster	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
zeekoet	3,3	2,3	0,1	0,4	2,6	3,4
zilvermeeuw	1,2	0,1	0,0	0,0	0,2	0,5
zwarte zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



Tabel 6.1b Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in kavel II van IJmuiden Ver. Tweemaandelijke dichtheden zijn bepaald op basis van MWTL-JESAS-tellingen conform Rijkswaterstaat (2015) voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk, en conform Potiek et al. (2022b) voor de andere soorten.

soort	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alk	2,1	0,0	0,0	0,0	0,4	1,2
drieteenmeeuw	0,9	0,9	0,6	0,2	0,6	1,0
<i>duikers</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergmeeuw	0,1	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergstern	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eider	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fuut	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grauwe pijlstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
grote mantelmeeuw	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,3
grote stern	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
grote zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
jan-van-gent	0,2	0,4	0,1	0,2	0,7	0,4
kleine alk	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine mantelmeeuw	0,1	0,3	0,6	0,1	0,2	0,0
kokmeeuw	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kuifaalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse pijlstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse stormvogel	0,6	0,5	0,5	0,6	0,3	0,6
papegaaiduiker	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
stormmeeuw	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
vaal stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
visdief/noordse stern	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
zeekoet	3,3	2,4	0,1	0,6	2,0	3,0
zilvermeeuw	0,5	0,1	0,0	0,0	0,1	0,4
zwarte zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

6.1.2 Broedende (kolonie)vogels

Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zouden in potentie kunnen optreden voor broedende kolonievogels uit Natura 2000-gebieden. In deze paragraaf wordt per soort gekeken of broedende vogels vanuit Natura 2000-gebieden, met een instandhoudingsdoelstelling voor die soort als broedvogel, het windenergiegebied als foerageergebied zullen bereiken. Dit wordt meestal gedaan op basis van foerageerranges die zijn verkregen vanuit het literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019), waardoor de foerageerranges dus altijd op meerdere bronnen zijn gebaseerd.



Tabel 6.2 Samenvattende tabel van beschikbare informatie over foerageerrange van kolonievogels broedend rond de Zuidelijke Noordzee op basis van de reviews van Woodward *et al.* (2019). Voor stormmeeuw wordt ook gerefereerd aan Thaxter *et al.* (2012a).

soort	gemiddelde afstand tot kolonie	gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	120	315	709
aalscholver	7	26	35
noordse stormvogel	135	542	2736
drieteenmeeuw	55	156	770
kokmeeuw*	7	19	19
stormmeeuw*^	25 / NA	50	50
kleine mantelmeeuw	43	127	533
zilvermeeuw^	15	59	92
grote mantelmeeuw*	17	73	73
dwergstern	3.5	5	5
noordse stern	6	26	46
visdief	6	18	30
grote stern	9	34	80
zeekoet	33	73	338
alk	61	89	313

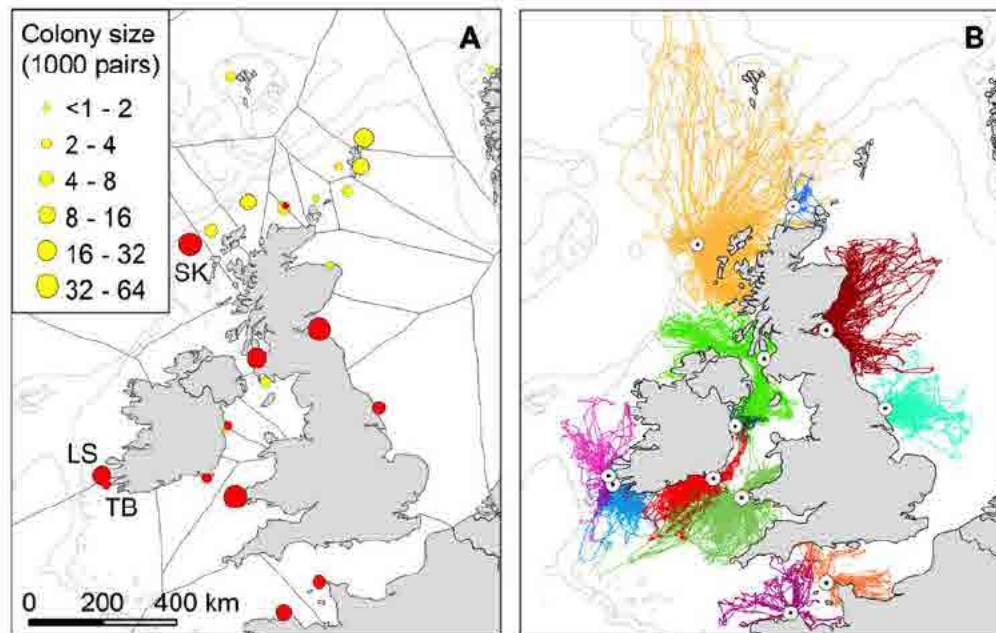
* geen bewijs op basis van tracking data met radiozenders of GPS-dataloggers

^ Vogels uit Nederlandse kolonies hebben veel meer kustgebonden verspreiding

Thaxter *et al.* (2012a) rapporteren een waarde van 25 rapporten, maar Woodward *et al.* (2019) vermelden hier NA vanwege andere interpretatie van de data

Jan-van-gent

De dichtstbijzijnde kolonies jan-van-genten ten opzichte van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) liggen in het Verenigd Koninkrijk (Bempton Cliffs, Bass Rock), Frankrijk (Rouzic - Sept-Îles), Guernsey (Alderney) en Duitsland (Helgoland). De jan-van-gent is een zeevogel die tijdens het broedseizoen lange foerageervluchten maakt op zee om voedsel te zoeken voor hun jongen. Ze kunnen lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energiezuinige vliegwijze en lange tripduur. Foerageertochten van meer dan 1.000 km per tocht en een maximale foerageerrange van 640 km zijn vastgesteld in het verleden (e.g. Garthe *et al.* 2007a en 2007b, Hamer *et al.* 2007, Votier *et al.* 2010, Wanless 1984), echter dit zijn waarschijnlijk uitzonderingen. Recent onderzoek met behulp van telemetrische-methodes (o.a. Wakefield *et al.* 2013) heeft er namelijk voor gezorgd dat er momenteel een veel nauwkeurigere schatting kan worden gemaakt van de gemiddelde en maximale foerageerafstand van broedende jan-van-genten (figuur 6.1).



Figuur 6.1 Ligging van kolonies (A) en foerageervluchten (B) van jan-van-genten in de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Let op dat de kolonie op Helgoland niet is afgebeeld. Afbeelding overgenomen uit Wakefield *et al.* (2013).

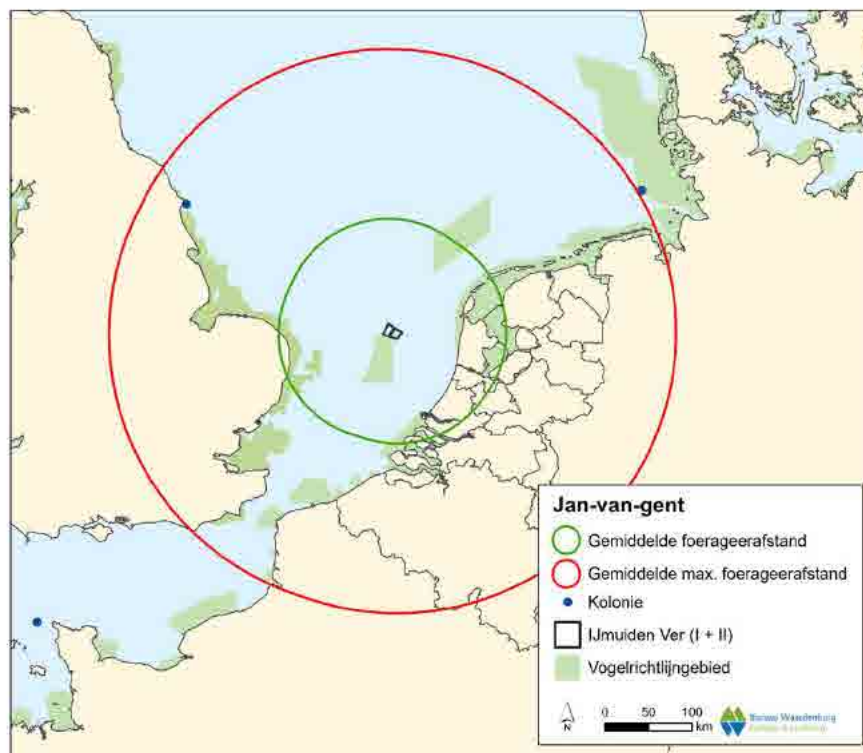
Gebaseerd op de maximale vliegsnelheid en de duur van foerageertrips suggereerde Nelson (1978) een foerageerrange van 320 – 480 km voor broedende jan-van-genten, echter door Hamer *et al.* (2000, 2001, 2006) werd aangetoond dat de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten tijdens een foerageervlucht veel lager is dan wat ze potentieel kunnen behalen. Als gevolg hiervan zijn ook hun foerageerranges een stuk kleiner. Gebaseerd op de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten en de gemiddelde tripduur werden gemiddelde foerageerranges berekend door Lascelles *et al.* (2012) voor Bempton Cliffs (40 km met 90% binnen de 91 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Bass Rock (70 km met 95% binnen de 135 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Ailsa Craig (87,5 km met 85% binnen de 135 km), St. Kilda (148 km met een maximum van 170 km, gebaseerd op Wanless 1981) en Hermaness (92 km met een maximum van 190 km; Garthe *et al.* 1999).

In enkele meer recente studies is in detail gekeken naar foerageerranges van jan-van-genten met behulp van satellietzenders en GPS-loggers. Op Bass Rock bleken jan-van-genten een foerageerrange van 155 ± 65.3 km (range 68-276 km) te hebben (Hamer *et al.* 2009), terwijl in een andere studie op Bass Rock de gemiddelde foerageerrange van jan-van-genten 232 ± 95 km (range 39 – 540 km) bedroeg (Hamer *et al.* 2000, 2001, 2006). Vogels uit de Ierse kolonie van Great Saltee foerageerden zelfs nog veel dichterbij de kolonie met een gemiddelde foerageerrange van 89 ± 49 km (14 – 293 km; Hamer *et al.* 2001, 2006). Jan-van-genten uit de kolonie van Rouzic, Frankrijk hadden een gemiddelde foerageerrange van 100 km (range: 40 – 176) buiten de kolonie (Grémillet *et al.* 2006). Eén jan-van-gent uit de kolonies op Alderney (7.500 paar) maakte een tocht van 340 km, echter de meeste tochten waren (veel) korter. Uit een studie met GPS-loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange 63.6 ± 8.9 km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011). Een gemiddelde van alle



studies waarbij foerageerranges van jan-van-genten zijn berekend leverde een gemiddelde foerageerafstand van 120 km op en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 315 km (Woodward *et al.* 2019).

Op basis van deze foerageerranges zouden jan-van-genten uit de Engelse kolonie van Bampton Cliffs in het SPA (Special Protection Area; voormalig Natura 2000-gebied) Flamborough and Filey Coast het windenergiegebied kunnen bereiken (figuur 6.2). Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit deze kolonie bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston *et al.* 2013). Hierdoor kunnen foerageertochten van individuen vanuit dit gebied als incidenteel beschouwd worden en zal de jan-van-gent als broedvogel **niet** worden behandeld in voorliggend rapport.



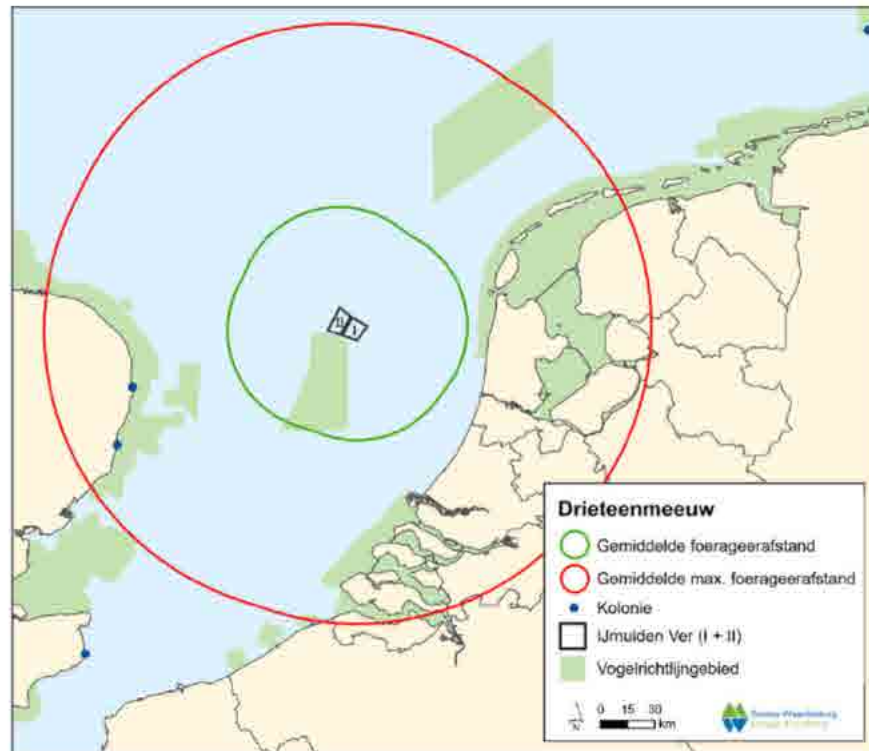
Figuur 6.2 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van jan-van-gent (120 en 315 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Drieteenmeeuw

Drieteenmeeuwen hebben potentieel de grootste foerageerrange van alle meeuwensoorten, echter de grootste afstanden worden voor deze soorten gevonden in gebieden grenzend aan grote oceanen. De meest recente studies aan de foerageerrange van drieteenmeeuwen zijn alle gedaan met behulp van GPS-loggers (b.v. Robertson *et al.* 2014; Ponchon *et al.* 2017). Op basis van een gemiddelde foerageerrange van 55 km en een gemiddelde maximale foerageerrange van 156 km liggen enkel een aantal kolonies aan de Engelse kust dichtbij genoeg om het windpark te bereiken (Woodward *et al.* 2019, figuur 6.3). Echter bevinden deze kolonies zich niet in Natura 2000-gebieden en hebben geen beschermde status onder het regime van gebiedsbescherming.



Aanvaringslachtoffers uit kolonies drieteenmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.3 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van drieteenmeeuw (55 en 156 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

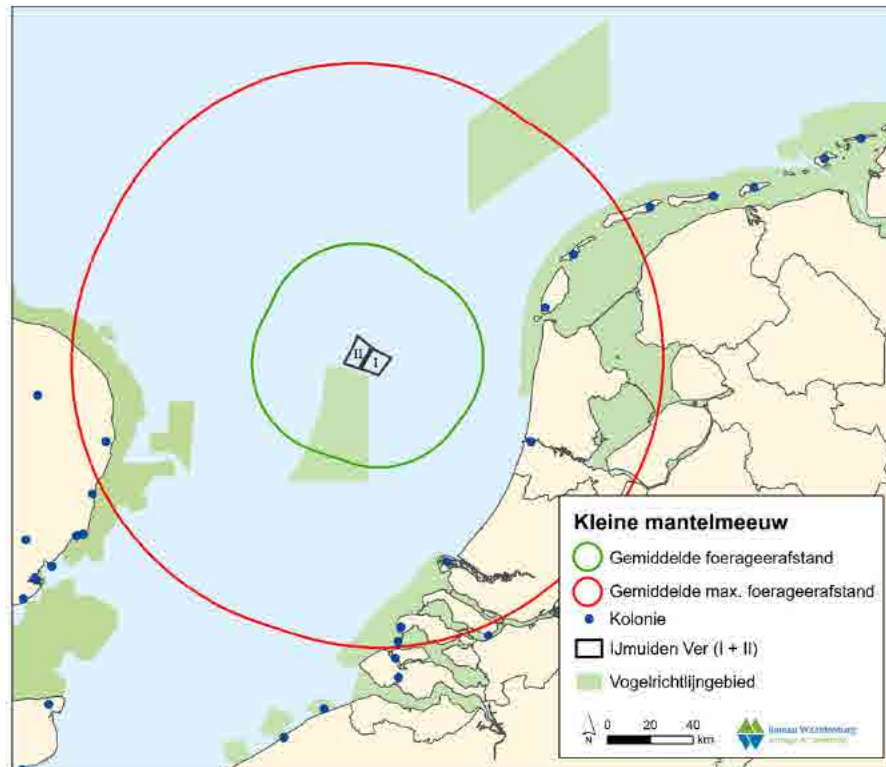
Kleine mantelmeeuw

Kleine mantelmeeuwen zijn zeer goede vliegers (Camphuysen 1995, Ens 2007, Ens *et al.* 2009) en foerageren als enige van de Nederlandse meeuwen ver buiten de kustzone. Op basis van GPS-logger onderzoek is een gemiddelde range van 72 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a, 2012b, 2015). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) is gebleken dat individuen vanuit die kolonie een *gemiddelde foerageerafstand* van 80 km buiten de kolonie heeft. Bij een ander onderzoek in een kolonie in het Natura 2000-gebied Krammer-Volkerak was 95% van de foerageertochten echter korter dan 25 km. Door een review van meerdere onderzoeken is uiteindelijk een gemiddelde en gemiddelde maximale foerageerafstand van 43 en 127 km respectievelijk bepaald (Woodward *et al.* 2019).

Op basis hiervan ligt het windenergiegebied binnen het bereik van meerdere kolonies (figuur 6.4). Tochten met een lengte van de maximale foerageerafstand zijn waarschijnlijk incidenteel en kunnen niet beschouwd worden als gebruikelijk foerageergedrag. Daarnaast zal een deel van de vogels die het windenergiegebied bereiken uit andere gebieden komen (bijvoorbeeld IJmuiden en Tweede Maasvlakte) die niet als Natura 2000-gebied aangewezen zijn voor kleine mantelmeeuwen. Echter kunnen kleine mantelmeeuwen uit kolonies van de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Duinen en Lage Land Texel en Duinen



Vlieland het windenergiegebied wel bereiken. Daardoor zullen aanvaringslachtoffers uit deze drie gebieden wel worden meegenomen in voorliggend rapport.



Figuur 6.4 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (43 en 127 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zilvermeeuw

Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Uit het literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019) is een gemiddelde range van 15 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 59 km. In 2013 is voor het eerst gestart om zilvermeeuwen uit te rusten met GPS-loggers. Mede hieruit bleek dat de soort een kustgebonden verspreiding heeft tijdens het broedseizoen en daarnaast voornamelijk in het binnenland foerageert (Camphuysen *et al.* 2008, Gyimesi *et al.* 2016a). De maximale foerageerafstand is echter groot. Vogels vanuit Texel bleken tot in Amsterdam te foerageren. In België werden voor de zilvermeeuw vergelijkbare afstanden gevonden, echter wel iets verder op zee.

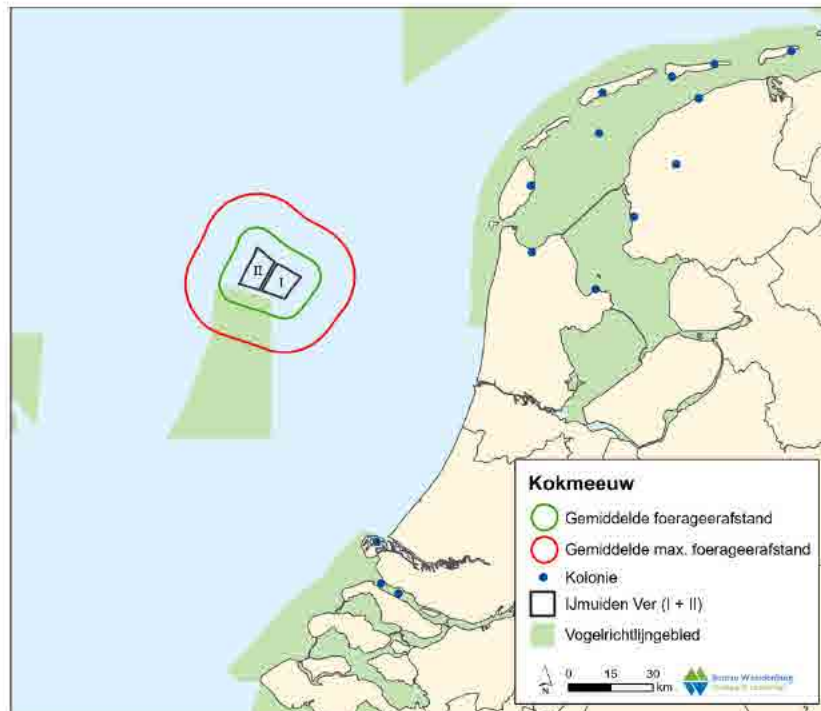
Het windenergiegebied ligt op basis van foerageerranges te ver van zilvermeeuw kolonies om foeragerende zilvermeeuwen gedurende het broedseizoen te verwachten (figuur 6.5). Tijdens MWTL/ESAS tellingen zijn ook nauwelijks zilvermeeuwen tijdens het broedseizoen gezien binnen het plangebied. Aanvaringslachtoffers uit kolonies zilvermeeuwen worden daarom verder niet behandeld in dit MER.



Figuur 6.5 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (15 en 59 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Kokmeeuw

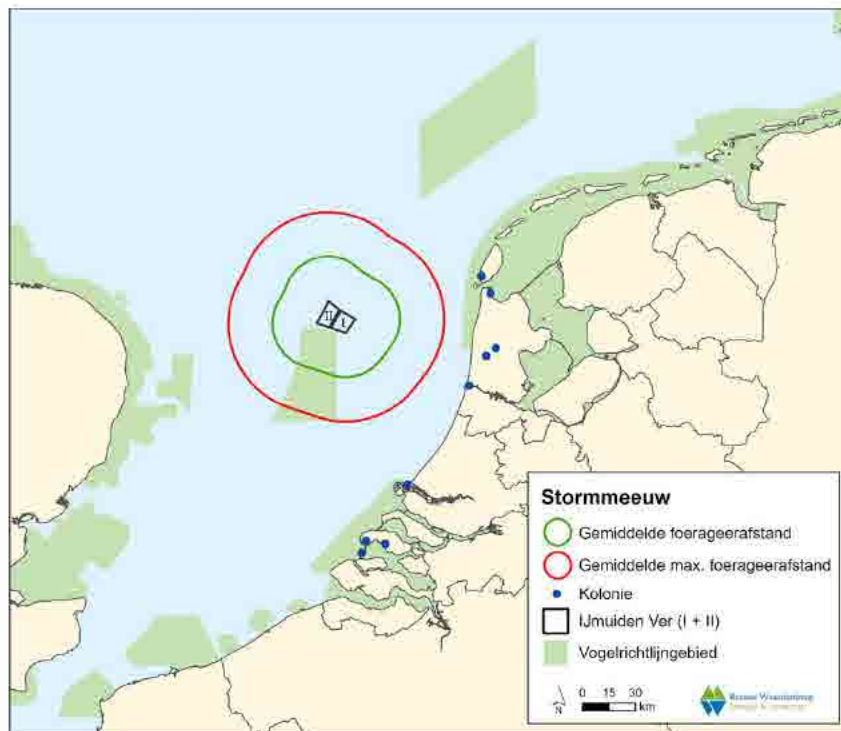
Kokmeeuwen foerageren uitsluitend in de kustzone. Foerageerranges kunnen meer dan tien kilometer buiten de kolonie zijn (Van der Hut *et al.* 2007), echter de range op zee is beperkt. Op basis van literatuuronderzoek werd een gemiddelde foerageerafstand van 7 km en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 18.5 km vastgesteld. Tijdens ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen zijn zeer kleine aantallen kokmeeuwen waargenomen in Kavel I van IJmuiden Ver en niet in Kavel II. Dit was echter met name buiten het broedseizoen (augustus/september). Bovendien liggen er geen kolonies binnen het bereik van het gebied van IJmuiden Ver (figuur 6.6). Aanvaringssslachtoffers uit kolonies kokmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.6 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kokmeeuw (7 en 19 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Stormmeeuw

Net zoals bij kokmeeuwen, komen de hoogste dichtheden stormmeeuwen buiten het broedseizoen voor. In dit geval gaat het met name om overwinterende of overtrekkende vogels. Stormmeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Op basis van literatuuronderzoek van Thaxter *et al.* (2012a) is een gemiddelde afstand van 25 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 50 km. Daarom is het niet aannemelijk dat broedende stormmeeuwen uit Natura 2000-gebieden foerageren in windenergiegebied IJmuiden Ver (figuur 6.7). Aanvaringslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom **niet** verder behandeld in dit MER.



Figuur 6.7 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van stormmeeuw (25 en 50 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Grote mantelmeeuw

Aan de Nederlandse en Zuid-Engelse kust broeden zeer kleine aantallen grote mantelmeeuwen. Van deze soort is weinig bekend over welke foerageerrange ze hebben. GPS-logger onderzoek bij 11 broedvogels aan de Engelse kust vond dat grote mantelmeeuwen bijna uitsluitend dichtbij de kust foerageerde, met een maximale foerageerrange van 20 km (Bogdanova *et al.* 2015; Leopold 2017). Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt daarmee waarschijnlijk buiten de foerageerafstand van grote mantelmeeuwen uit diverse gemengde meeuwenkolonies in Nederland. Bovendien zijn de aantallen grote mantelmeeuwen in die kolonies zeer klein en daarmee is ook het voorkomen op zee van foeragerende broedvogels minimaal. Ook liggen deze kolonies niet in beschermde Natura 2000-gebieden. Aanvaringslachtoffers uit kolonies grote mantelmeeuwen worden daarom verder niet behandeld in dit MER.

Aalscholver

In Nederland zijn foerageerafstanden van aalscholwers van 20 tot 30 km bekend uit het IJsselmeer (20-30 km; Voslamber 1988, Van Eerden & Voslamber 1995). Deze afstanden zijn gebaseerd op visuele waarnemingen, vliegsnelheid/tripduur, en studies met radiozenders. Met name op basis van deze laatste methode is een foerageerrange van enkele tientallen kilometers vanaf de kolonie vastgesteld. Ook in het Nederlandse Deltagebied zijn enkele kolonies aalscholwers waar onderzoek is gedaan naar de foerageerafstand van deze vogels. De meesten hiervan foerageren op de Noordzee (Fijn *et al.* 2014b). Dit onderzoek in de Voordelta heeft een maximale foerageerafstand van 28 km van deze broedkolonie aangetoond voor aalscholwers (Fijn *et al.* 2014b). Dit komt overeen met recent literatuuronderzoek waarbij een gemiddelde maximale



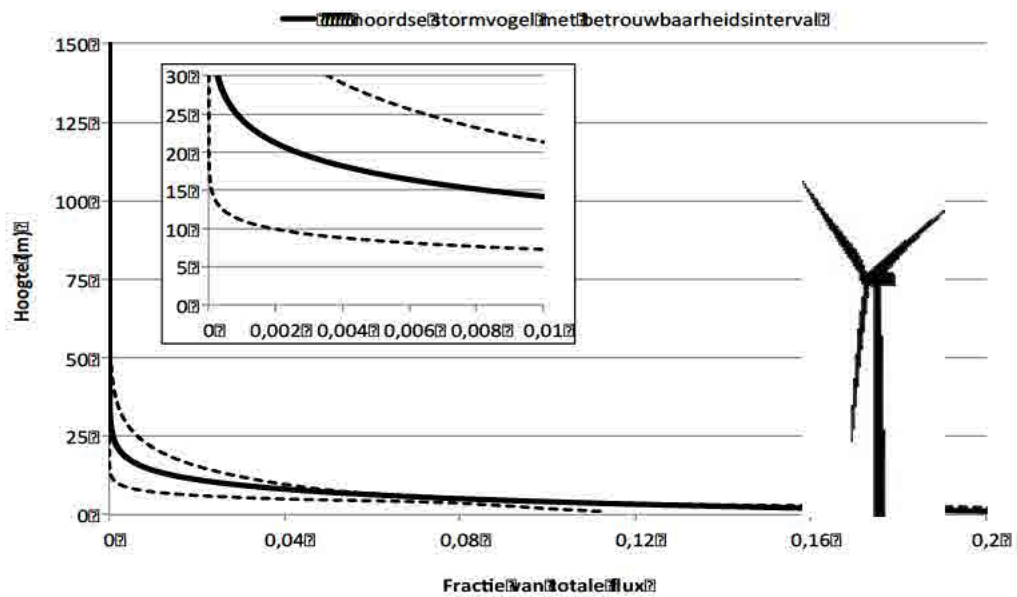
foerageerafstand van 26 km werd gevonden (Woodward *et al.* 2019). De gemiddelde foerageerafstand was 7 km.

De aalscholver broedt in toenemende mate in de Nederlandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Temeer omdat op zee structuren zoals windturbines, goede mogelijkheden bieden voor de soort om tijdens het foerageren op te rusten. Aalscholvers kunnen niet lang op het water verblijven omdat hun verenkleed water opneemt. De aanwezigheid op zee kan worden verlengd door gebruik te maken van geschikte plaatsen om de veren te drogen, zoals platforms en ook windturbines op zee. Uit onderzoek blijkt dat in OWEZ, PAWP en Luchterduinen regelmatig aalscholvers foerageren (Leopold *et al.* 2011; Leopold *et al.* 2013b; Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016). Deze onderzoeken zijn echter deels in het winterhalfjaar uitgevoerd en ook in het broedseizoen zijn zeker niet alle aanwezige vogels afkomstig uit nabijgelegen (Noord-Hollandse) kolonies.

In het windenergiegebied van IJmuiden Ver zijn tijdens MWTL/ESAS tellingen geen aalscholvers waargenomen. De vraag is echter of dit na de constructie van het windpark zal veranderen om bovenstaande redenen. Zowel OWEZ, PAWP als Luchterduinen liggen namelijk allemaal aanzienlijk dichterbij de kust dan IJmuiden Ver. IJmuiden Ver ligt dusdanig ver uit de kust dat het buiten de maximale foerageerrange van aalscholvers ligt. Tot slot is niet bekend in welke mate de aalscholvers die de windparken bezoeken broedende vogels zijn. Daarom worden aanvaringslachtoffers van aalscholvers uit kolonies niet verder behandeld in dit rapport.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel heeft potentieel een grote foerageerrange vanuit de kolonie doordat ze meerdaagse trips kunnen maken. Maximale tripranges van enkele honderden tot meer dan duizend kilometer van de kolonie zijn in het verleden vastgesteld (b.v. Dunnet & Ollason 1982, Falk & Møller 1995). De meeste van deze informatie is gebaseerd op tripduur en vliegsnelheden, echter ook ringterugmeldingen tijdens een broedseizoen en moderne trackingtechnieken worden als bron gebruikt voor deze afstanden. De meeste recente gegevens bestaan uit metingen met behulp van GPS-loggers waarbij gemiddeld de foerageerrange kleiner is dan 100 km, met enkele uitschieters tot ongeveer 800 km van de kolonie (Edwards *et al.* 2013). Op basis van meerdere onderzoeken is een gemiddelde foerageerafstand van 135 km vastgesteld en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 542 km. Echter is de fractie die op rotorhoogte vliegt maximaal 0,0033 van de totale flux (figuur 6.8). De aantallen aanvaringslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn. Aanvaringslachtoffers uit kolonies van noordse stormvogels worden daarom verder niet behandeld in dit rapport.



Figuur 6.8 Hoogteverdeling van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).

Grote stern

De grote stern broedt in enkele grote kolonies langs de Nederlandse kust en in recente jaren waren grote aantallen aanwezig in de Nederlandse Delta (Haringvliet, Grevelingen, Westerschelde). Grote sterns foerageren op zee, zowel in de kustzone als verder op zee. Op basis van meerdere onderzoeken werd een gemiddelde foerageerafstand van 9 km gevonden en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 34 km. Onderzoek met GPS-loggers naar grote sterns in de Voordelta wijst uit dat de grens van reguliere foerageervluchten op 35 kilometer van die kolonie ligt (Poot et al. 2013b, Fijn et al. 2014a). Bij recent grote stern onderzoek met GPS-loggers in Norfolk, Verenigd Koninkrijk werd een gemiddelde foerageerafstand vastgesteld van 31 km (max 89 km) (Green et al. 2018). Wij gaan echter op basis van de verschillende gegevens uit Nederlandse kolonies ervan uit dat Kavel I en Kavel II van windenergiegebied van IJmuiden Ver buiten bereik van grote stern kolonies ligt (figuur 6.9). Aanvaringslachtoffers van grote sterns uit kolonies in Natura 2000-gebieden worden daarom niet in dit MER behandeld.



Figuur 6.9 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van grote stern (9 en 34 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Dwergstern

Foerageerranges van dwergsterns werden op basis van twee onderzoeken bij de kolonie van Scrobby Sands vastgesteld door middel van radiozenders, welke vervolgens werden bevestigd door visuele waarnemingen. Deze range was gemiddeld ongeveer 3 km van de kolonie (max 5 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 5 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns is uitgesloten dat broedende dwergsterns vluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies dwergsterns worden **niet** behandeld in dit MER.

Noordse stern

Aan de Nederlandse kusten broeden kleine aantallen noordse sterns en het hoofdverspreidingsgebied binnen Nederland ligt in en rond de Waddenzee, echter ook in de Delta broedt een kleine populatie. Noordse sterns foerageren relatief dicht bij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Op basis van verschillende onderzoeken was de foerageerrange gemiddeld 6 km van de kolonie (max 46 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 26 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies noordse sterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Visdief

Ook visdieven foerageren relatief dicht bij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019) leidde tot een gemiddelde foerageerrange van 6 km (max 30 km) en een gemiddelde maximale afstand van 18 km. Uit onderzoek met radiozenders in de Voordelta is gebleken dat visdieven hier voornamelijk in de zeer nabije kustzone foerageren, en dan met name in de uitstroomopeningen van de verschillende dammen in de Nederlandse delta (Poot *et al.* 2013b). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde visdievenkolonies is uitgesloten dat broedvogels vluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Zeekoet

Zeekoeten hebben relatief grote foerageerranges en op basis van onderzoek met radiozenders en GPS-loggers in het Verenigd Koninkrijk is berekend dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 33 km (max 338 km) van de kolonie is met een gemiddeld maximum van zo'n 73 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van beide kavels in het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort door dit gebied vliegen. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies zeekoeten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Alk

Op basis van waarnemingen en onderzoek met radiozenders en GPS is in het Verenigd Koninkrijk vastgesteld dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 61 km van de kolonie is (max 313 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 89 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van beide kavels in het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van alken, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies alken worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

6.1.3 **Seizoenstrek**

Over de Noordzee trekken jaarlijks vele miljoenen vogels, waaronder typische zeevogels maar ook landvogels onderweg van broedgebieden naar overwinteringsgebieden en *vice versa* (o.a. Lensink & Van der Winden 1997, Exo *et al.* 2002, LWVT/SOVON 2002, Krijgsveld *et al.* 2011, Hill *et al.* 2014). Een aantal soorten passeert het plangebied in zeer grote aantallen, dan wel een substantieel deel van de biogeografische populatie kan het plangebied aandoen. Voor trekvogels is dit, met het oog op uitwijkgedrag, het gebied binnen een straal van enkele kilometers rondom het windenergiegebied IJmuiden Ver. Onder een 'zeer groot aantal' en 'substantieel deel van de biogeografische populatie' wordt in eerste instantie uitgegaan van een aantal van minimaal 10.000 vogels. De 1%-norm uit de Ramsar-conventie biedt het beste houvast om aan te geven of het een substantieel deel van de populatie betreft.

Er zijn grote verschillen in gedrag, vlieghoogtes en intensiteit tussen de verschillende soortgroepen. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van welke soorten



trekvogels, met welke intensiteit, op welke hoogte en in welke richtingen door windenergiegebied IJmuiden Ver vliegen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de meest recente bronnen over vogeltrek over de Noordzee. Het gaat hierbij om rapporten die voortkomen uit het monitoringsprogramma rond OWEZ (Leopold *et al.* 2004, 2010, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011), vliegtuigtellingen uit het Shortlist Masterplan (Poot *et al.* 2011a), monitoringsrapporten van boottellingen in de Belgische EEZ (Vanermen *et al.* 2013) en enkele notities over vogeltrek over de Noordzee (Jaspers Fajier & van Dam 2013, Leopold *et al.* 2013c, Poot 2013, Fijn & Poot 2014). Daarnaast is ook teruggegrepen op oudere bronnen zoals Camphuysen & van Dijk (1983), Platteeuw (1991), Platteeuw *et al.* (1994), Lensink & van der Winden (1997), Bijlsma *et al.* (2001) en LWVT/SOVON (2002).

Soortenspectrum

Boven windenergiegebied IJmuiden Ver trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In tabel 6.3 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten voor het windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zeevogels

Boven windenergiegebied IJmuiden Ver zijn zeevogels door hun relevantie in relatie tot de natuurwetgeving de belangrijkste groep. Op basis van bovenstaande bronnen en expert judgement is kwalitatief aan te geven welke soorten in deze categorie vallen. Met aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid trekken de volgende soorten in substantiële aantallen door het windenergiegebied IJmuiden Ver: noordse stormvogel, jan-van-gent, grote jager, kleine jager, dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, noordse stern, zeekoet en alk. Met name grote jager en dwergmeeuw zijn interessant binnen deze kaders omdat deze soorten in vooral in het voorjaar (dwergmeeuw) en najaar (grote jager) tot ver uit de kust doortrekken en relatief kleine biogeografische populaties kennen.

Kustvogels

Naast de zeevogels die voornamelijk boven open zee trekken en uitsluitend met harde aanlandige wind dichter langs de kust vliegen, is er ook een aantal soorten die uitsluitend in een zone van een tiental kilometers gerelateerd aan de kust vliegen. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om soorten als roodkeelduiker, parelduiker, zwarte zee-eend, grote zee-eend, aalscholver, kokmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw, visdief en in mindere mate soorten als zwarte stern en diverse soorten steltlopers.



Tabel 6.3 Overzicht van meest voorkomende trekvogelsoorten in drie hoofdgroepen boven windenergiegebied IJmuiden Ver.

soort	voorkomen*	vliegrichting**	vlieghoogte***
<i>zeevogels</i>			
noordse stormvogel	2	1	-^
jan-van-gent	2	1	+
grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
grote stern	3	2	+
zeekoet	3	1	-^
alk	3	1	-^
<i>kustvogels</i>			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	-^
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
steltlopers	1	2	-
zoals rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier			
<i>'land'vogels (zang- en watervogels)</i>			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kuifeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^
zilverplevier	1	2/3	- / -^
kievit	1	2/3	- / -^
watersnip	1	3	- / -^
houtsnip	1	3	- / -^



koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
veldleeuwer k	1	2/3	-
graspieper	1	2/3	-
roodborst	1	2/3	-
vink	1	2/3	-

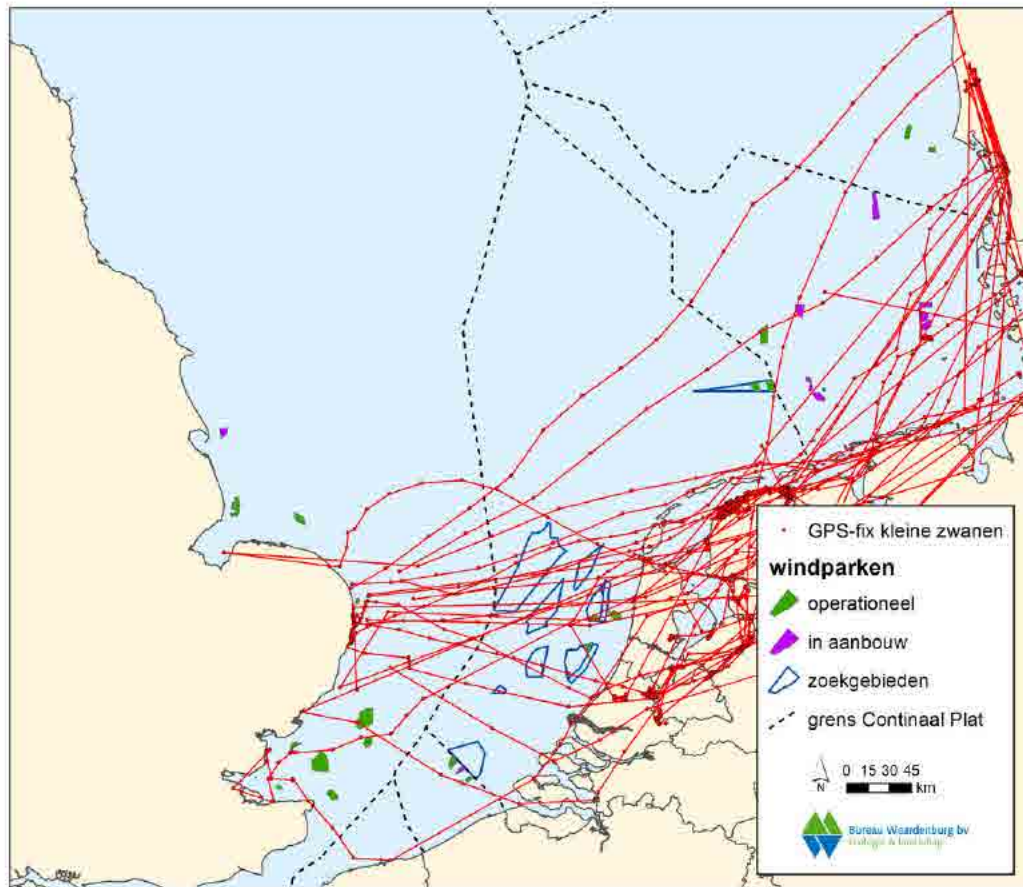
* 1 = in lage aantallen..., 2 = middelhoge aantallen..., 3 hoge aantallen t.o.v. totale trekstroom

** 1 = Noord >> Zuidwest v.v., 2 = Noordoost >> Zuidwest v.v., 3 = West >> Oost v.v.

*** - = kleine fractie van totale trek op rotorhoogte, +/- = gemiddelde fractie, + = grote fractie op rotorhoogte, '^' = meest vlak boven zee onder rotorhoogte

Zang- en watervogels van het land

Naast de soorten die gebonden zijn aan zoutwater zijn er ook grote aantallen landvogels (zang- en watervogels) die over de Noordzee trekken. De grootste aantallen landvogels zijn zangvogels die trekken tussen het vaste land van Europa en het Verenigd Koninkrijk. Het gaat hier met name om zangvogelsoorten als spreeuw, vink, merel, koperwiek, (gras)pieper en in mindere mate om soorten als roodborst en zwartkop. Daarnaast trekken ook diverse soorten watervogels over de Noordzee. Het gaat hierbij met name om ganzen (grauwe, kleine riet-, brand- en rotgans), zwanen (kleine en wilde zwaan), eenden (zoals smient, topper en kuifeend) en diverse soorten steltlopers (zoals rosse grutto, tureluur, bonte strandloper, zilverplevier uit het zoute milieu en kievit, watersnip en houtsnip uit het zoete/land milieu). Door de kleine populatieomvang van kleine zwaan en de belangrijke functie die Nederland en het oosten van Engeland hebben voor deze soort is een goede beoordeling van belang. Onderzoek met GPS-loggers aan kleine zwanen laat zien dat de oversteek tussen Engeland en Nederland langs de hele Noordzeekust plaats kan vinden (Griffin *et al.* 2016). De trekroutes liggen echter meer geconcentreerd langs de noordelijke helft van het land (figuur 6.4) en daarmee ligt IJmuiden Ver in de trekroute van deze soort.



Figuur 6.4 Oversteek van gezenderde kleine zwanen tussen Engeland en Nederland met Nederlandse geplande en al operationele offshore windparkgebieden en buitenlandse windparkgebieden (groen) Bron: Gyimesi et al. 2017b.

Vliegintensiteit

Zee- en kustvogels

De totale ordegrrootte van de vogeltrek boven de Noordzee ligt rond de 65 miljoen vogels, waarvan naar schatting slechts ongeveer 1 miljoen 'echte zeevogels' (Lensink & van der Winden 1997). Per soort zal de ordegrrootte van langstreckende exemplaren door windenergiegebied IJmuiden Ver vele duizenden vogels per soort kunnen zijn. Het is daarnaast niet ondenkbaar dat ook een zeer groot deel van de totale biogeografische populatie van sommige soorten door het gebied heen trekt, zoals bijvoorbeeld van grote jager, kleine jager en dwergmeeuw.

Specifieke trekbanen of zogeheten 'migration corridors' met hogere trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen dus alle zeevogels hier breed-front trek vanuit het Kanaal de Noordzee op (bijvoorbeeld noordse stormvogels, jan-van-genten, meeuwen, sterns, jagers en alkachtigen in het voorjaar, en kleine aantallen pijlstormvogels in de nazomer) en *vice versa* vanuit de Noordzee het Kanaal in (alle noordelijk broedende zeevogels in het najaar). Het is in theorie mogelijk dat het toekomstige windpark Hollandse Kust (west) ten oosten-zuidoosten van windenergiegebied IJmuiden Ver zorgen voor verdichting van trekbanen door macro-



vermijdingsgedrag (Krijgsveld *et al.* 2011, Plonckzier & Simms 2012), maar op dit moment is hier niets over bekend.

Radarstudies in de afgelopen decennia hebben laten zien dat de dichtheid aan vliegende vogels direct onder de kust hoger is en dat deze dichtheid met toenemende afstand tot de kust afneemt (van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). In een studie van de luchtmacht bij IJmuiden is de verhouding tussen de vliegintensiteit boven de kustlijn, op 3 km en op 10 km ongeveer 10 : 4-6 : 0,5-2. Hierin zijn alle vliegbewegingen van vogels meegenomen, echter deze afstanden staan nog niet in verhouding van de afstand van IJmuiden Ver tot de kust. De afnemende gradiënt van vliegintensiteit met toenemende afstand tot de kust komt voor een deel op het conto van lokale vliegbewegingen, laag en dicht onder de kust, maar ook doordat kustvogels (met name steltlopers en watervogels) bijna uitsluitend door de kustzone trekken. Worden de bewegingen in de onderste luchtlaag niet meegenomen (daarmee concentrerend op uitsluitend trekvogels), dan is de verhouding tussen de uitersten minder uitgesproken. Ook de studies binnen het monitoringsprogramma rond OWEZ komen tot de conclusie dat de dichtheid aan vogels 10 km uit de kust lager is dan direct onder de kust (Krijgsveld *et al.* 2011), en nog lager wordt het 80 km op zee (Fijn *et al.* 2012). De radarstudie op de Pier van IJmuiden heeft laten zien dat de stroom watervogels die evenwijdig aan de kust trekt tot ongeveer 7 km reikt (van Gasteren *et al.* 2002). Steltlopers kunnen daarbij ook op grote hoogte vliegen. Voor het windenergiegebied IJmuiden Ver betekent dit specifiek dat het waarschijnlijk dermate ver op zee ligt dat het voorkomen van kustvogels verwaarloosbaar is, en dat voornamelijk zeevogels en breed-front trek van landvogels relevant zijn (zie tabel 6.3).

In het verleden is de vliegactiviteit overdag bepaald op diverse plaatsen langs de kust en vanaf enkele platforms op zee (Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). De vliegactiviteit van vogels, ofwel "flux" (vogels die per uur een denkbeeldige lijn van een kilometer haaks op de vliegrichting passeert), varieert in de loop van het jaar voor de meeste soorten. Gemiddelde fluxen per maand variëren over het algemeen van 0 tot meer dan honderd vogels per uur per strekkende km.

De meest recente inschattingen van vliegactiviteit van trekvogels op rotorhoogte in de Nederlandse Noordzee zijn studies, waarin vanuit de radar en visuele gegevens verzameld in windpark OWEZ en op boorplatform K14 inschattingen zijn gemaakt van de aantallen vogels op rotorhoogte (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Hieruit blijkt dat in OWEZ gemiddeld 35 vogels per kilometer per uur op rotorhoogte door het park heen vliegen (maximaal meting van 733 per km per uur op een nacht in oktober), maar op K14, ca. 80 km uit de kust de vliegintensiteit 55% lager ligt (Fijn *et al.* 2012). Hieruit kon worden geconcludeerd dat in totaal ongeveer ca. 400.000 vogels, waarvan ca. 125.000 zangvogels per km per jaar langs K14 heenvlogen (Fijn *et al.* 2012). Omdat het K14 boorplatform op vergelijkbare afstand van de kust en relatief dichtbij windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, gebruiken we in de huidige beoordeling metingen in K14 als best beschikbare gegevens.



'Landvogels': ganzen en zwanen

Rond K14 werden kolgans en rotgans met zekerheid gezien, en in de verte verschillende ongedetermineerde ganzen- en zwanensoorten (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (40% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen ganzen en zwanen ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van ruim 1.000 ganzen en zwanen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien voor windenergiegebied IJmuiden Ver geen specifieke fluxen van verschillende soorten ganzen en zwanen beschikbaar zijn, beschouwen we de schatting van Wright *et al.* (2012) voor de soortgroep 'ganzen en zwanen' als *worst case*-scenario en hanteren we deze schatting voor fluxen van deze soortgroep in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': eenden

Rond K14 werden bergeend, smient, wintertaling en middelste zaagbek gezien (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (15% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen eenden ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 60 eenden per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor eenden voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': reigers

Rond K14 zijn geen reigersoorten vastgesteld (Fijn *et al.* 2012), zodat geen aanvaringslachtoffers worden verwacht in windenergiegebied IJmuiden Ver.

'Landvogels': roofvogels en uilen

Rond K14 werden sperwer, torenvalk, blauwe kiekendief, smelleken en velduil vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (50% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen roofvogels en uilen ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 100 roofvogels en uilen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': steltlopers

Rond K14 werden wulp, bonte strandloper, Kievit, scholekster, oeverloper, watersnip en houtsnip gezien (Fijn *et al.* 2012). De meerderheid van de steltlopers vliegt op (zeer) grote hoogte, of juist vlak boven het wateroppervlak. Op basis van vlieghoogte data (25% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen steltlopers ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012)



is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 300 steltlopers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': zangvogels

Rond K14 werden spreeuw, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, huiszwaluw, boerenzwaluw, witte kwikstaart, gele kwikstaart, rouwkwikstaart, waterpieper, oeverpieper, graspieper, veldleeuwerik, boomleeuwerik, roodborst, gekraagde roodstaart, bonte vliegenvanger, grauwe vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, Pallas' boszanger, zwartkop, tuinfluiter, grasmus, goudhaan, bosrietzanger, sprinkhaanzanger, keep, sijs, vink, tapuit, Turkse tortel, houtduif, holenduif, roek, kauw, ortolaan en sneeuwgorst vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Vanwege de hoogteprofiel benadering is voor deze soortgroep een onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in IJmuiden Ver. Hiervoor zijn de turbineafmetingen van 15 MW en 20 MW turbines genomen. Op basis van hoogteprofiel data in OWEZ, de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen zangvogels ten opzichte van de dag flux en de aanname dat alle nachtelijke bewegingen zangvogels zijn (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 100.000 (alternatief 1) en 125.000 (alternatief 2) zangvogels per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen lokale fluxmetingen voor zangvogels zijn gedaan is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

Tabel 6.4 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km op rotorhoogte in windenergiegebied IJmuiden Ver, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Fijn et al. (2012) rond K14. Hiervoor is de meeste soortgroepen uitgegaan van fracties op rotorhoogte uit Wright et al. (2012). Voor zangvogels zijn twee alternatieven van IJmuiden Ver vermeld (alternatief 1 = 143 m ashoogte en 236 m rotordiameter; alternatief 2 = 165 m ashoogte en 280 m rotordiameter).

Soortgroep	Fractie van totale flux op		IJmuiden Ver alternatief 1	IJmuiden Ver alternatief 2
	K14	K14		
ganzen en zwanen	0,006	~1.000	cf. K14	cf. K14
eenden	0,001	~60	cf. K14	cf. K14
reigers	0	0	cf. K14	cf. K14
roofvogels en uilen	0,0005	~100	cf. K14	cf. K14
steltlopers	0,003	~300	cf. K14	cf. K14
zangvogels overdag	0,20		~19.000	~20.000
zangvogels nacht	1		~100.000	~108.000
zangvogels totaal			~118.000	~128.000

6.2 Vleermuizen

Zoals in § 3.2 is aangegeven zijn alleen effecten te verwachten op migrerende vleermuizen. Aanvaringssslachtoffers van lokale vleermuizen worden verder niet behandeld in dit MER.



6.2.1 Algemeen overzicht van vleermuizen tijdens seizoenstrek

Over de ligging van migratieroutes van vleermuizen is weinig bekend. Van een aantal, voornamelijk boomwonende, soorten is het bekend dat tijdens migratie lange afstanden worden afgelegd. Langeafstand migratie is goed gedocumenteerd voor rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische staten en Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell *et al.* 2014). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen, hetgeen duidt op breedfronttrek. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire *et al.* 2012). Tijdens deze trek steken de dieren ook grote meren, de Oostzee en de Noordzee over. Migratie tussen Engeland en de Baltische Staten is zes keer en tussen Engeland en Nederland één keer bewezen voor de ruige dwergvleermuis door teruggevangen geringde dieren (Bat Conservation Trust 2017). Recentelijk zijn in Engeland gezenderde dieren in Nederland geregistreerd door het MOTUS systeem. Trek over de Noordzee blijkt binnen één nacht mogelijk. De benodigde vliegsnelheid hiervoor is hoger dan bekend voor de soort, zodat de dieren waarschijnlijk sterk profiteren van rugwind (Lagerveld 2021).

In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén *et al.* 2009, Petersen *et al.* 2014a). In de periode tussen 1988 en 2007 zijn 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee. In 76% van de gevallen ging het daarbij om ruige dwergvleermuizen. Deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld *et al.* 2021, 2022). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013, Lagerveld *et al.* 2014, 2022). Ook vanuit de meetmast IJmuiden is de ruige dwergvleermuis vaak geregistreerd. De opnames vonden telkens plaats bij relatief windstil weer. Hierdoor is het waarschijnlijk dat het inderdaad om migratie gaat en niet uit op drift geraakte dieren, omdat dat laatste vooral bij harde wind verwacht zou worden. In de nazomer vonden de opnames voornamelijk plaats bij wind uit oostelijke richting. De tijd van het jaar van de opnames (mei, half aug–half okt) komt overeen met de migratieperiode.

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013, Lagerveld *et al.* 2015). Deze parken liggen dicht bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 95% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen en een paar procent uit rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestaat uit tweekleurige vleermuis, bosvleermuis, noordse vleermuis, laatvlieger en gewone dwergvleermuis. Omdat deze laatste groep soorten slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee is waargenomen, zijn aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark). Deze soorten worden daarom niet behandeld in dit rapport.



Op basis van bovenstaande kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis vallen. Op basis van metingen betreft dit vooral ruige dwergvleermuizen, ook al omdat de osse vleermuis een echolocatie van een lagere frequentie gebruikt dan ruige dwergvleermuis. Lagere tonen worden minder gedempt door de atmosfeer en dragen dus verder. Hiermee rekening houdend in detectiekansberekeningen, komt het percentage van rosse vleermuizen lager uit dan de metingen aangeven. Hieronder wordt voor beide soorten een populatieschatting gegeven.

6.2.2 Ruige dwergvleermuis

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nooit systematisch bestudeerd. Reproductie in Nederland en het Verenigd Koninkrijk is zeldzaam. Kraamkolonies zijn maar zeer zelden waargenomen (Kapteyn 1995, Bat Conservation Trust 2010). Aantallen in Verenigd Koninkrijk nemen wel toe, mogelijk door mildere winters (Lundy *et al.* 2010). Tabel 6.5 geeft de geschatte populatiegroottes weer voor relevante Europese landen (European Topic on Biological Diversity). Informatie is slechts beschikbaar voor EU-landen.

Ringterugmeldingen geven aan dat dieren uit de Baltische Staten, Scandinavië, Polen en Duitsland naar West-Europa kunnen trekken waaronder het Verenigd Koninkrijk (Hutterer *et al.* 2005, Bat Conservation Trust 2017). Ruige dwergvleermuizen van kraamkolonies in de Baltische staten blijken met name richting Nederland, Frankrijk en Italië te vliegen (Petersons 2004). Met behulp van stabiele isotopen is bepaald dat een tiental ruige dwergvleermuizen die in Duitse windparken werden gedood uit Estland en Rusland kwamen (Voigt *et al.* 2012). Ook een recente studie heeft aangetoond dat de meeste ruige dwergvleermuizen langs de Duitse kust uit het binnenland van Europa afkomstig zijn (Kruszynski *et al.* 2021). Door Limpens *et al.* (2016) is een schatting gemaakt van het aantal ruige dwergvleermuizen dat jaarlijks over de zuidelijke Noordzee trekt. Ze kwamen uit op 40.000 dieren met een marge van 100 tot 1.000.000 dieren afkomstig van de verschillende bronpopulaties in Europa (tabel 6.5). Het Kennisdocument Ruige dwergvleermuis schat de aantallen in Nederland tijdens de trek in het najaar op 50.000-100.000 dieren (BIJ12 2017), maar het is onduidelijk waar deze schatting op gebaseerd is.



Tabel 6.5 Grootte van bronpopulaties in diverse relevante Europese landen van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Bron: European Topic Centre on Biological Diversity (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>), geraadpleegd op 21-10-2020. Trend voor rosse veermuis ook aangegeven: N/A niet bekend; + toenemend; = stabiel.

herkomst	populatieschatting ruige	populatieschatting rosse	trend rosse
Nederland	3.500	--	nvt
Duitsland	121.000	N/A	+
Verenigd Koninkrijk	1.000	--	nvt
Denemarken	N/A	N/A	N/A
Polen	29.000	50.000	=
Letland	60.000	5.000 – 10.000	N/A
Estland	47.000	N/A	+
Litouwen	--	N/A	=
Finland	--	N/A	N/A
Zweden	--	55.000 – 95.000	=

6.2.3 Rosse vleermuis

Rosse vleermuizen hebben reproducerende populaties in de meeste landen rondom de Noordzee (e.g. Verenigd Koninkrijk, België, Nederland), maar in het Verenigd Koninkrijk lijkt de soort niet of nauwelijks te migreren (Jones *et al.* 2009). Hetzelfde geldt voor de Nederlandse populatie waar de dieren relatief dichtbij hun kraamkolonies overwinteren (Bells 1952, Sluiter & van Heerdt 1966).

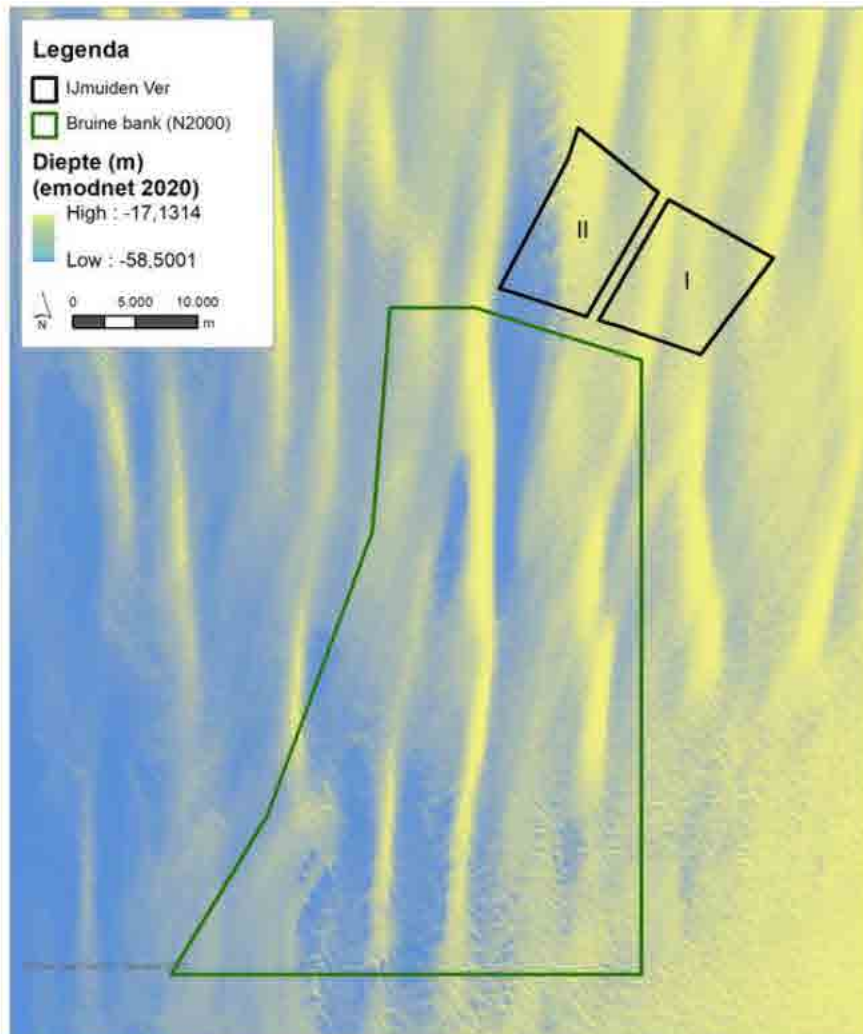
Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in eind augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen die ver uit de kust waargenomen zijn, niet afkomstig zijn uit Engelse of Nederlandse populaties. Vermoedelijk ligt hun herkomst in landen waar de winters strenger zijn, zoals Noordoost-Europese landen (Rydell *et al.* 2014). Dit wordt ook bevestigd door de voornamelijk zuidwest georiënteerde route van geringde rosse vleermuizen tijdens de herfsttrek in Europa (Hutterer *et al.* 2005) en door studies met stabiele isotopen (Voigt *et al.* 2012, Lehnert *et al.* 2014). Laatstgenoemde onderzoeken stelden vast dat gedode dieren in windparken in oost-Duitsland zowel uit lokale populaties (Duitsland en Polen) afkomstig waren als trekkende dieren betroffen (uit de Baltische Staten, Wit-Rusland en Rusland). De meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee is dus te vinden in de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in tabel 6.5 populatieschattingen en trends weergegeven, voor zover bekend voor deze landen. Van de vijf landen waarvan populatietrends beschikbaar zijn, is de trend positief in Duitsland en Estland, terwijl in Polen, Litouwen en Zweden de populatie stabiel is.



7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied

7.1 Algemeen

Het deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) waar het beoogde windpark komt te liggen valt onder het centrale deel van de zuidelijke Noordzee. Het plangebied grenst aan de Bruine Bank (figuur 7.1). Dit dynamische gebied wordt gekarakteriseerd door een grofzandige bodem met richels, omringd door dieper water. De diepte binnen het plangebied varieert van ca. 24 tot maximaal 45 meter. In tegenstelling tot de windparken dicht bij de kust is in het beoogde plangebied het water soms gestratificeerd (*intermittently stratified*) (van Leeuwen *et al.* 2015). Door de verhoging van de zeebodem vindt opwelling plaats, resulterend in verhoogde concentraties zoöplankton, hetgeen weer soorten hoger in de voedselketen aantrekt. Dit geldt voor zowel vissen, zeezoogdieren als zeevogels.



Figuur 7.1 Het bodemprofiel in 2020 van het plangebied en Natura 2000 gebied Bruine Bank. Bron: Bureau Waardenburg.



7.2 Vissen

7.2.1 Algemeen

In de gehele Noordzee zijn 266 vissoorten waargenomen die potentieel deel uitmaken van de Noordzee-visgemeenschap, exclusief obligate zoetwatersoorten die incidenteel in estuaria aangetroffen worden (Daan 2005). Van deze soorten komen er 138 voor op het NCP (Bos *et al.* 2016). In de visgemeenschap van de Noordzee kan onderscheid gemaakt worden tussen soorten met een pelagische (in de waterkolom) levenswijze (zoals haring (*Clupea harengus*) en kabeljauw (*Gadus morhua*)) en soorten met een bodemgebonden levenswijze (zoals platvissen en grondels). Voor de verspreiding van bodemgebonden vissen geldt dat de hoogste aantallen gevonden worden in diep water, met bodems bestaande uit grof sediment. Niet bodemgebonden vissen zijn talrijker langs de kust en in het noordelijke deel van het continentaal plat. Trekvissen zijn daarnaast in grotere dichtheden aanwezig nabij riviermondingen. De Bruine Bank is een waardevol gebied voor vis dat dient als paaigrond van onder andere kabeljauw, haring, gewone makreel (*Scomber scombrus*), zandspiering (*Ammodytes sp.*), sprot (*Sprattus sprattus*), schol (*Pleuronectes platessa*), tong (*Solea solea*) en wijting (*Merlangius merlangus*) (García *et al.* 2019). Viseieren en larven worden het hele jaar door aangetroffen in de wateren van het NCP, maar in het zuidelijk deel van de Noordzee worden de hoogste aantallen eieren gevonden van januari tot mei, en de hoogste aantallen vislarven van april tot en met juni (van Damme *et al.* 2011). De anadrome vissoort Atlantische steur (*Acipenser sturio*), een beschermde soort in de Wnb, komt in zeer lage getalen voor in open zee waar de soort nabij de bodem leeft. Er is één melding van een vangst van een Atlantische steur bij de Bruine Bank in 2016 (bericht via Nature Today, 2017).

Haaien en roggen (elasmobranchen) staan bovenaan de voedselketen en hun levensstijl wordt gekenmerkt door een trage voortplanting en lange levensduur. Op het NCP komen acht haaiensoorten en acht roggensorten voor. Er zijn inmiddels acht van deze haaien- en roggensorten toegevoegd aan de OSPAR lijst. Relevante soorten die regelmatig in Nederlandse wateren aanwezig zijn en als bedreigd en/of afnemend zijn benoemd, betreffen de doornhaai (*Squalus acanthias*), gevlekte rog (*Raja montagui*) en stekelrog (*Raja clavata*) (Bos & Tamis 2020). De doornhaai plant zich pas voort vanaf zijn twaalfde levensjaar waarbij maximaal 20 pups worden geboren na een draagtijd van twee jaar (Walker & Kingma 2020). Dit maakt dergelijke soorten kwetsbaar voor overexploitatie en aantasting van hun leefgebied. In het begin van de vorige eeuw kwamen er nog veel haaien en roggen voor in de Noordzee, maar ca. vijftig jaar later zijn alle soorten in aantallen afgenomen. Andere aangewezen soorten, zoals de vleet (*Dipturus batis*), komen zelden voor op het NCP.

7.2.2 Soortgemeenschap

Zoals eerder vermeld zijn in het plangebied geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen, maar is er data beschikbaar van gestandaardiseerde visbemonsteringen in de omgeving waar informatie aan ontleend kan worden. Ook binnen



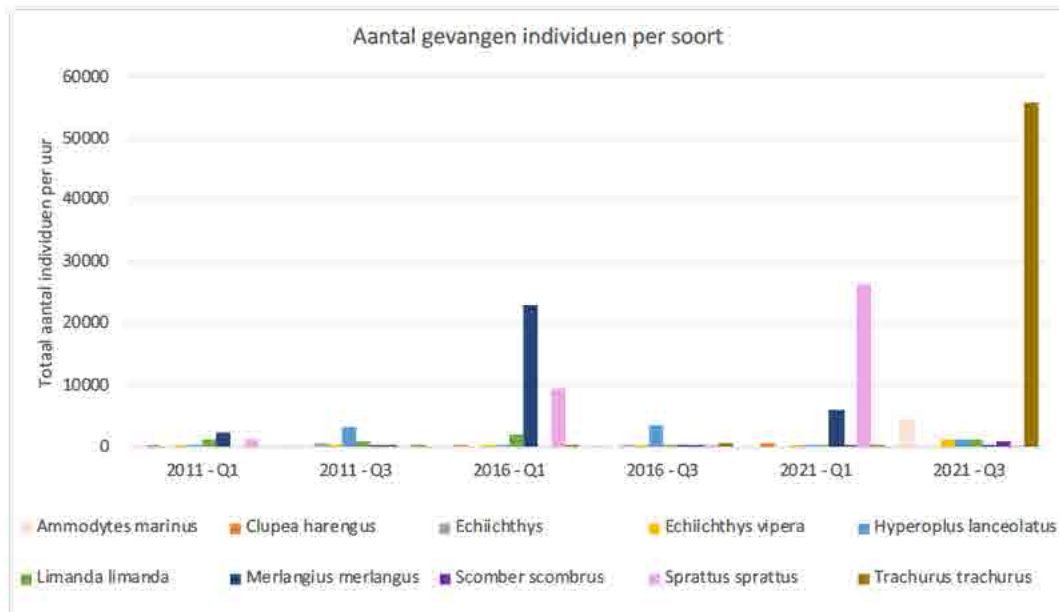
het MWTL-programma wordt visdata ingewonnen, en er is data beschikbaar van een eenmalig onderzoeksproject op de Bruine Bank.

Vissen nabij het plangebied: International Bottom Trawl Survey (IBTS)

De IBTS voorziet in data over de hoeveelheid vis gevangen per soort, berekend per uur vissen. Behalve bodemvissen worden via deze bemonstering ook pelagische soorten gevangen. Tijdens bemonsteringen in het eerste en derde kwartaal van de jaren 2011, 2016 en 2021 zijn 39 gevangen vissoorten op naam gebracht (en twee soorten krabben en twee soorten inktvissen) (bijlage II). De tien soorten die gemiddeld over de zes bemonsteringen het meest zijn gevangen zijn weergegeven in tabel 7.1 en figuur 7.2. Wat opvalt is dat er grote verschillen zijn tussen de bemonsteringen. Zo zijn er voor de sprot en wijting twee pieken te zien in het eerste kwartaal van 2016 en 2021, en voor de horsmakreel één grote piek in het derde kwartaal van 2021. Het is kenmerkend voor scholennis zoals makreel dat wanneer deze worden gevangen deze gelijk in grote getalen aanwezig zijn. Ook zijn er gevlekte roggen en hondshaaien (*Scyliorhinus canicula*) in het gebied gevangen tijdens respectievelijk twee en vijf van de zes bemonsteringen. Kabeljauw is tijdens twee van de zes bemonsteringen gevangen.

Tabel 7.1 De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens de IBTS-bemonstering van het eerste en derde kwartaal van 2011, 2016 en 2021. De getallen geven het aantal gevangen individuen aan per uur dat er gevist wordt.

soort(groep)	algeheel gemiddeld (n/u)	gemiddeld 2011 (n/u)	gemiddeld 2016 (n/u)	gemiddeld 2021 (n/u)
horsmakreel <i>Trachurus trachurus</i>	9390,0	5,3	324,8	27839,9
sprot <i>Sprattus sprattus</i>	6228,8	664,8	4765,4	13256,1
wijting <i>Merlangius merlangus</i>	5198,6	1127,4	11415,5	3053,0
smelt <i>Hyperoplus lanceolatus</i>	1303,9	1567,3	1682,6	661,8
schar <i>Limanda limanda</i>	1022,7	1013,4	1272,7	782,0
Noorse zandspiering <i>Ammodytes marinus</i>	769,6	1,0	38,5	2269,2
kleine pieterman <i>Echiichthys vipera</i>	304,3	87,6	112,0	713,2
gewone makreel <i>Scomber scombrus</i>	284,7	184,9	127,0	542,3
haring <i>Clupea harengus</i>	140,8	65,3	101,7	255,5
<i>Echiichthys</i> sp.	109,1	274,3	53,0	0,0



Figuur 7.2 Het aantal gevangen individuen berekend per uur van de tien meest gevangen soorten tijdens de zes bemonsteringen. Voor de Nederlandse namen: zie tabel 7.1.

Vissen nabij het plangebied: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 zijn op het Nederlandse deel van de Bruine Bank 40 vissoorten waargenomen (bijlage II). Soorten kenmerkend voor het zachte bodemsubstraat betroffen de gewone pitvis (*Callionymus lyra*), gevlekte pitvis (*Callionymus maculatus*), grondels (*Pomatoschistus sp.*) en schar (*Limanda limanda*), evenals andere soorten platvissen en één soort elasmobranchie (namelijk stekelrog). De kabeljauw is ook in het gebied aangetroffen. Rondom twee kunstmatig harde substraten (wrakken) in het gebied werden scholen pollak (*Pollachius pollachius*), horsmakreel en steenbolk veelvuldig waargenomen. Nabij de *Sabbelaria*-riffen op de Bruine Bank werden de hondshaai en wederom de gewone pitvis waargenomen, soorten die specifiek met dit habitatype geassocieerd leken. Frequent werd waargenomen dat gewone pitvis foerageerde op porseleinkrabbetjes (*Pisidia longicornis*), een soort die veelvuldig aanwezig was op de *Sabellaria*-banken.

Vissen nabij het plangebied: MWTL-bodemschaven

Tijdens het bodemschaven in het kader van het MWTL-programma zijn gegevens van gevangen vis geregistreerd die (beschadigd) door de bodemschaafopening van 20cm pasten. Met de bemonsteringstechniek konden 18 vissoorten op de Bruine Bank worden aangetoond waarvan zandspiering het grootste aandeel in aantallen had. Tabel 7.2 geeft de 10 meest voorkomende soort(groep)en met de aantallen per hectare die op de negen locaties van de Bruine Bank in 2019 en 2021 zijn gevangen. Aanvullende waargenomen soorten zijn schar, smelt, gewone pitvis, tong, harnasmannetje (*Agonus cataphractus*), adderzeenaald (*Entelurus aequoreus*), naakte zandspiering (*Gymnamodytes semisquamatus*), tarbot (*Psetta maxima*) en *Syngnathus sp.*



Tabel 7.2 De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens het bemonsteren van negen locaties op de Bruine Bank in 2019 en 2021 met een bodemschaaf, uitgedrukt in aantallen per hectare.

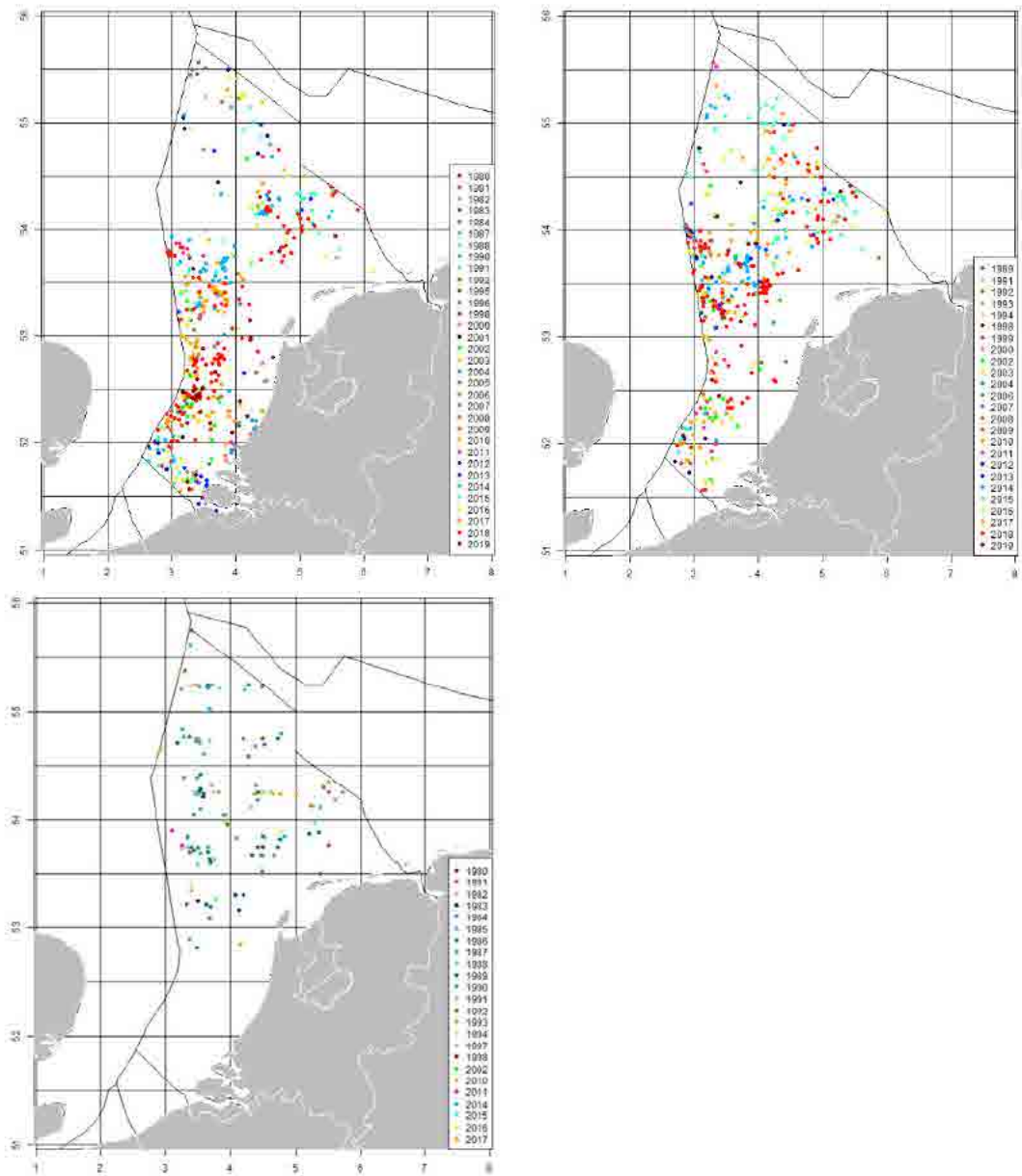
wetenschappelijke soort(groep)naam	Nederlandse naam	2019	2021	totaal aantal individuen (n/ha)
<i>Ammodytes sp.</i>	zandspiering	x	x	5222
<i>Arnoglossus laterna</i>	schurftvis	x	x	1611
<i>Buglossidium luteum</i>	dwergtong	x	x	1528
<i>Pomatoschistus sp.</i>	grondel	x	x	1333
<i>Ammodytes marinus</i>	Noorse zandspiering		x	1023
<i>Echiichthys vipera</i>	kleine pieterman	x	x	778
<i>Pleuronectes platessa</i>	schol	x	x	611
<i>Callionymus reticulatus</i>	rasterpitvis	x	x	556
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's grondel		x	472
<i>Pomatoschistus minutus</i>	dikkopje		x	472

Vissen nabij het plangebied: Elasmobranchen beschermd conform KRM

Voor elasmobranchen zijn er kennisleemtes in onder andere de rol van het NCP en specifieke locaties op hun levenscyclus en bijbehorende habitatseisen. De functie van de Bruine Bank en omstreken voor deze soorten is dan ook niet bekend. Op basis van bijvangst data lijken de aantallen gevlekte rog en stekelrog de laatste jaren weer toe te nemen in de Noordzee en ook de doornhaai populatie lijkt zich enigszins te herstellen (Sguotti *et al.* 2016, Batsleer *et al.* 2020, Walker & Kingma 2020). Beide rogensoorten komen vooral voor in het zuidelijke deel van de Noordzee. De doornhaai is een migrerende soort tussen de Noordzee en Atlantische oceaan die zich voortplant nabij de kust. Batsleer *et al.* (2020) hebben waarnemingen van elasmobranchen tijdens verschillende bemonsteringen in de periode van 1980 tot 2019 samengevoegd en deze ruimtelijk weergegeven in figuur 7.3. De gevlekte rog heeft een meer noordelijkere verspreiding dan de stekelrog, en ook de doornhaai werd voornamelijk waargenomen in het noordelijke deel van de Nederlandse Noordzee.

Conclusie

In het huidige plangebied bestaat de populatie vissen voornamelijk uit pelagische vissoorten zoals sprot en haring. Deze soorten fungeren als prooi voor hogere trofische niveaus zoals zeevogels en zeezoogdieren. Ook de demersale zandspiering en verschillende soorten platvissen komen hier veelvuldig voor. Verder komen in het plangebied voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al.* 2016), waaronder de kabeljauw en elasmobranchen zoals stekelrog en gevlekte rog. Deze zijn opgenomen in de KRM.



Figuur 7.3 Ruimtelijke weergave van stekelrog (linksboven), gevlekte rog (rechts) en doornhaai (onder) waarnemingen tijdens verschillende bemonsteringen in de periode van 1980 tot 2019 (Batsleer et al. 2020).

7.3 Benthos

7.3.1 Algemeen

Benthos van de Noordzee is soortenrijk en vertoont een zeer sterke regionale variatie. Voor het Nederlandse deel van de Noordzee wordt doorgaans gesproken over de benthogemeenschap van het NCP. De meest soortenrijke benthogemeenschappen van

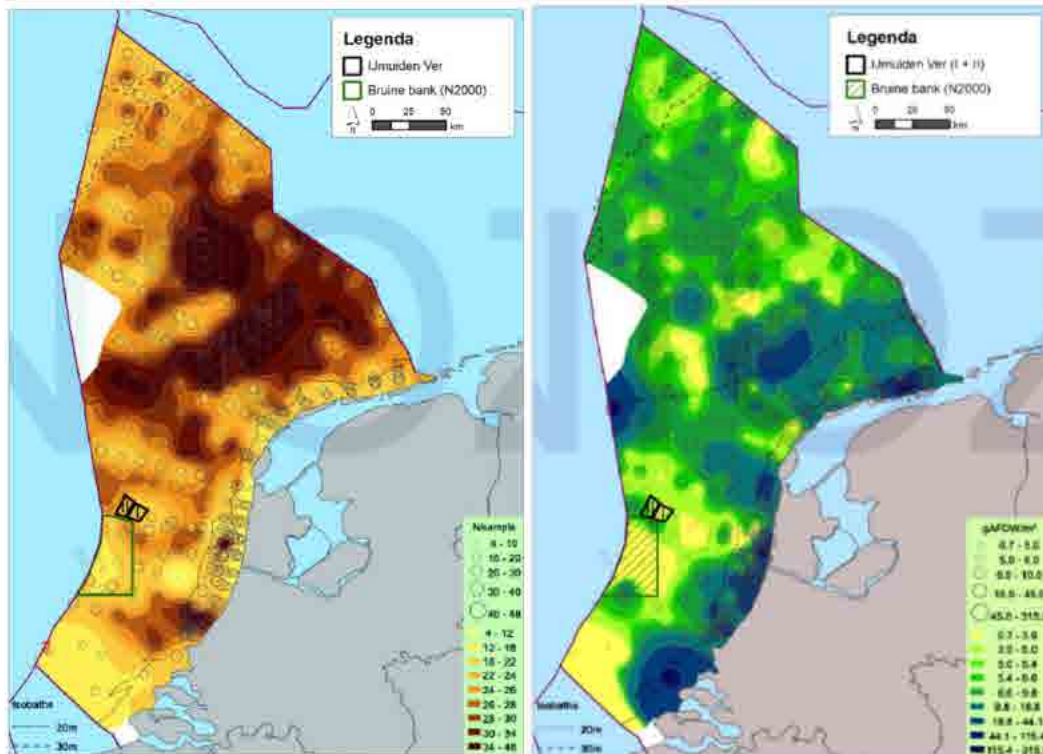


het NCP bevinden zich op de Doggersbank, de Oestergronden en het Friese Front (Craeymeersch *et al.* 2008, Daan *et al.* 2009). Dit is ook zichtbaar op figuur 7.4 waar aan de hand van bodemschaafmonsters de soortenrijkdom en totale biomassa voor het NCP is weergegeven (Witbaard *et al.* 2013). In het plangebied wordt de bodem zoals eerder vermeld voor het grootste gedeelte gedomineerd door grofzand. Het benthos wordt hier gedomineerd door bodemdieren met een gravende levenswijze geassocieerd aan zachte substraten (zoals wormen en schelpdieren).

Ook typerend voor het benthos van de Noordzee is het voorkomen van 'bio-engineers': soorten die plaatselijk zeer talrijk aanwezig zijn, een habitat op zichzelf vormen en een belangrijke schakel zijn in de voedselketen van de Noordzee, bijvoorbeeld schelpdierbanken van mosselen en oesters en banken van schelp- en zandkokerwormen. Vroeger vormden riffen van platte oesters (*Ostrea edulis*) een belangrijk onderdeel van het Noordzee ecosysteem, maar inmiddels is die soort door overbevissing en natuurlijke factoren vrijwel verdwenen (Smaal *et al.* 2017). Er zijn dan ook geen waarnemingen van platte oesters in of nabij het plangebied. Windenergiegebied IJmuiden Ver is daarnaast als ongeschikt aangeduid voor herstel van de soort op basis van abiotische en biotische factoren (Bos *et al.* 2019).

De gestekelde zandkokerworm (*Sabellaria spinulosa*) is een borstelworm die in een koker leeft die hij maakt van schelpfragmenten en grof zand. In de Noordzee komt de soort voor op zand- en grindbodems, rond randen van zandbanken en randen van geulen. De soort heeft een voorkeur voor gebieden met hoge troebelheid en matige stroming (van Duren *et al.* 2016). De soort komt zowel solitair voor als opeengepakt waarbij riffen worden gevormd van tot wel enkele meters breed leidend tot reliëf op de zeebodem. Deze zogenaamde *Sabellaria*-banken staan op de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten en habitats (OSPAR Agreement 2008-6). Volgens het Akkoord voor de Noordzee kunnen relevante locaties met zandkokerwormriffen beschermd worden via ruimtelijke beschermingsmaatregelen onder de Habitatrichtlijn of de KRM.

Onderscheid moet worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-banken. De gevallen waarin de soort optreedt als biobouwer van biologische riffen worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee maar zijn juist wel waargenomen op de Bruine Bank (van der Reijden *et al.* 2019). Evenals mosselbanken en oesterriffen, dragen *Sabellaria*-banken bij aan de lokale biodiversiteit (van Duren *et al.* 2016).



Figuur 7.4 Een overzicht van de benthische soortenrijkdom (links) en totale biomassa aan benthische soorten (rechts) op het NCP, met daarin aangegeven het plangebied van IJmuiden Ver en Natura 2000-gebied Bruine Bank (Witbaard et al. 2013).

7.3.2 Soortgemeenschap

Benthos nabij het plangebied: MWTB-boxcore

Op basis van data van de drie boxcore punten nabij het plangebied zijn soortenlijsten opgesteld van een top 20 in dichtheid en biomassa (tabel 7.3). De bemonsterde biomassa bestaat voor het grootste gedeelte uit de zeeklit (*Echinocardium cordatum*), terwijl in aantallen het bulldozerkreeftje (*Urothoe poseidonis*) het meest talrijk aanwezig is. In totaal zijn er 91 soorten tot op soort gedetermineerd (bijlage III). De OSPAR-soorten noordkromp (*Arctica islandica*) en purperslak (*Nucella lapillus*) zijn niet waargenomen.



Tabel 7.3 Top 20 in gemiddelde dichtheid (links) en biomassa (rechts) op de drie boxcore punten NRDZE0085, NRDZE0086 en NRDZE0087 in de periode van 1995 tot 2018.

soort(groep)	gemiddelde dichtheid (n/m ²)	soort(groep)	gemiddelde biomassa (mg/m ²)
<i>Urothoe poseidonis</i>	145,1	<i>Echinocardium cordatum</i>	5108,3
<i>Bathyporeia elegans</i>	76,0	<i>Donax vittatus</i>	568,5
<i>Spiophanes bombyx</i>	58,1	<i>Ensis ensis phaxoides</i>	250,2
<i>Nephtys cirrosa</i>	55,3	<i>Nephtys cirrosa</i>	205,9
<i>Urothoe brevicornis</i>	48,0	<i>Tellina fabula</i>	203,2
<i>Scoloplos armiger</i>	45,5	<i>Scoloplos armiger</i>	185,6
<i>Echinocardium sp.</i>	42,7	<i>Ensis directus</i>	158,3
<i>Magelona papillicornis</i>	28,2	<i>Ensis ensis</i>	107,8
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	23,2	<i>Pagurus bernhardus</i>	105,1
<i>Donax vittatus</i>	20,1	<i>Nephtys caeca</i>	88,0
<i>Polinices pulchella</i>	14,8	<i>Scolecopsis bonnierii</i>	86,9
<i>Echinocardium cordatum</i>	13,5	<i>Magelona papillicornis</i>	83,5
<i>Tellina fabula</i>	13,4	<i>Nephtys hombergii</i>	66,8
<i>Nephtys sp.</i>	12,3	<i>Nemertea</i>	60,1
<i>Aricidea minuta</i>	10,9	<i>Spiophanes bombyx</i>	58,4
<i>Goniada maculata</i>	10,8	<i>Urothoe poseidonis</i>	42,3
<i>Montacuta ferruginosa</i>	10,3	<i>Goniada maculata</i>	38,4
<i>Nemertea</i>	9,7	<i>Corystes cassivelaunus</i>	38,4
<i>Chaetozone setosa</i>	9,2	<i>Polinices pulchella</i>	36,8
<i>Pseudocuma longicornis</i>	8,2	<i>Sthenelais limicola</i>	29,0

Benthos nabij het plangebied: MWTL-bodemschaaf

In 2019 en 2021 is er in het kader van het MWTL-programma bemonsterd met een bodemschaaf op negen locaties op de Bruine Bank. In tabel 7.4 is de top 20 soort(groep)en in totale biomassa en in totale aantallen weergegeven voor deze negen locaties over de twee meetjaren. Binnen het bemonsterde gedeelte van de Bruine Bank zijn de kleine slangster (*Ophiura albida*), gewone slangster (*Ophiura ophiura*), zaagje (*Donax vittatus*), ovale strandschelp (*Spisula elliptica*) en nagelkrab (*Thia scutellata*) de meest voorkomende soorten. In biomassa domineren de Sparangoida waaronder de zeeklit. Op basis van de



reeds geanalyseerde gegevens van 2019 blijkt dat de Bruine Bank een afwijkende dominante soortensamenstelling heeft ten opzichte van het door MWTL gedefinieerde Offshore gebied en overige bemonsterde gebieden (Doggersbank, Centrale Oestergronden, Friese Front en Oestergronden) (Verduin *et al.* 2020). De noordkromp en purperslak zijn niet waargenomen. De volledige soortenlijst is weergegeven in bijlage III.

Tabel 7.4 Top 20 aan totaal gewicht (links) en totaal aantal (rechts) van de aangetroffen soort(groep)en tijdens bodemschaaf bemonsteringen in 2019 en 2021 op negen locaties op de Bruine Bank. Voor de densiteit is aantal fragmenten niet meegenomen.

soort(groep)	totaal gewicht (gr)	soort(groep)	totaal aantal (n)
<i>Spatangoida</i>	2797	<i>Ophiura albida</i>	866
<i>Echinocardium cordatum</i>	1254,5	<i>Donax vittatus</i>	560
<i>Donax vittatus</i>	968,5	<i>Ophiura ophiura</i>	507
<i>Ophiura ophiura</i>	912	<i>Spisula elliptica</i>	182
<i>Ensis ensis</i>	382	<i>Thia scutellata</i>	121
<i>Liocarcinus holsatus</i>	360	<i>Ensis ensis</i>	101
<i>Spisula elliptica</i>	283	<i>Philocheras trispinosus</i>	81
<i>Ophiura albida</i>	281	<i>Spisula subtruncata</i>	78
<i>Spisula subtruncata</i>	132,5	<i>Pagurus bernhardus</i>	52
<i>Asterias rubens</i>	118	<i>Liocarcinus holsatus</i>	47
<i>Corystes cassivelaunus</i>	99,5	<i>Abra prismatica</i>	34
<i>Thia scutellata</i>	80,5	<i>Echinocardium cordatum</i>	30
<i>Euspira catena</i>	72	<i>Turritella communis</i>	21
<i>Spisula sp.</i>	62	<i>Asterias rubens</i>	20
<i>Liocarcinus marmoreus</i>	45,5	<i>Corystes cassivelaunus</i>	19
<i>Turritella communis</i>	23	<i>Processa sp.</i>	12
<i>Philocheras trispinosus</i>	19,5	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	10
<i>Pagurus bernhardus</i>	15	<i>Euspira catena</i>	9
<i>Goneplax rhomboides</i>	14	<i>Processa modica</i>	9

Benthos nabij het plangebied: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 heeft Oceana 204 taxa op de Bruine Bank aangetroffen waarvan er 134 tot op soort zijn gedetermineerd. Op de zachte bodem vielen (in aantallen) voornamelijk de stekelhuidigen gewone zeester (*Asterias rubens*) en gewone slangster, de hydroïdpoliep (*Hydractinia echinata*), de gewone heremietkreeft (*Pagurus*



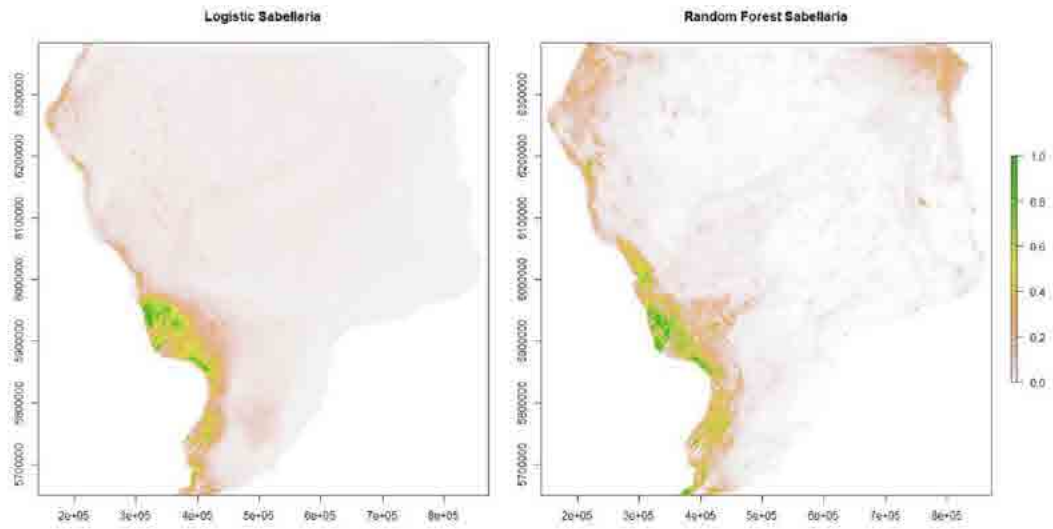
bernhardus) en schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) op. In de bodem werden door de VanVeenhapper monsters voornamelijk tweekleppigen (23 soorten), stekelhuidigen (voornamelijk zeeboontje *Echinocyamus pusillus* en slangensterren *Ophiura sp.*), en kreeftachtigen zoals amphipoda en copepoda waargenomen. Ook zijn er op drie locaties *Sabellaria*-banken met een totaal oppervlak van 1023 m² aangetroffen, die op diepere locaties tussen zandribbels lagen. Hier werden verschillende soorten mee geassocieerd zoals verschillende soorten krabben waaronder het porseleinkrabbetje en zwemkrabben (*Liocarcinus sp.*). Ook werden twee kunstmatig harde substraten (wrakken) bemonsterd in het gebied. Deze waren bedekt met sessiele soorten, voornamelijk zeeanemonen en sponzen, en werden ook veel mobiele soorten waargenomen zoals kreeftachtigen (crustacea).

Conclusie

Bij de Bruine Bank komt een variatie aan benthossoorten voor maar het gebied valt niet onder de meest soortenrijke benthosgemeenschappen van het NCP. Veelvoorkomende soorten zijn de zeeklit, het zaagje en verschillende soorten slangensterren. Zoals ook weergegeven in figuur 7.4, zijn er gebieden in de Noordzee waar twee keer zoveel soorten voorkomen: de Doggersbank en het Friese Front staan bijvoorbeeld bekend om hun soortenrijkdom.

In het plangebied komen zover bekend geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al.* 2016) zoals de noordkromp, purperslak en platte oester. *Sabellaria*-banken zijn beschermd krachtens de OSPAR-lijst als bedreigd habitat en zijn in de KRM opgenomen (en mogelijk in de toekomst ook in de Habitatrichtlijn). Aan de hand van de voorspelde verspreiding lijken *Sabellaria*-banken voornamelijk buiten het Nederlandse deel van de Noordzee voor te komen in dynamische gebieden dicht bij de Engelse kust (figuur 7.5) (Herman & van Rees 2022), maar ook op Bruine Bank. Naast de Bruine Bank zijn *Sabellaria*-banken in het Nederlandse deel van de Noordzee vooralsnog alleen bekend van het Friese Front (observatie NIOZ Forage Fish Survey 2019: <https://www.nioz.nl/en/blog/niozatsea-north-sea-expediton-22-29-oktober-2019>).

Individuele van *Sabellaria* zijn op meerdere andere locaties op het NCP waargenomen, maar hierbij vervullen ze niet de belangrijke riff-functie. Gezien de nabijheid van de *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank en de vergelijkbare habitat bij het plangebied is er een redelijke kans dat deze ook in het plangebied aanwezig zijn.



Figuur 7.5 Gemodelleerde voorspelde verspreiding ("predicted probability") van *Sabellaria spinulosa* in de Noordzee (Herman & van Rees 2022).



DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD



8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen

De effecten van IJmuiden Ver worden bepaald en beoordeeld voor de diverse fasen van ontwikkeling en gebruik van het windenergiegebied.

8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering

Afhankelijk van het gekozen alternatief zal tijdens de **constructie** habitatverlies voor vogels optreden door de toepassing van een monopile, jacket or tripod fundering, omdat deze fundering in de bodem wordt geheid. Alhoewel voor de alternatieven met 67 turbines meer geheid moet worden dan voor de alternatieven met 50 turbines, is de impact, gezien de omvang en tijdelijkheid van de effecten, niet wezenlijk verschillend tussen de alternatieven. Alleen de duur van verstoring is anders. Bovendien is de duur weersafhankelijk. Aan mitigatie kan worden gedaan door de activiteiten die met de hoogste geluidsniveaus gepaard gaan niet in de winter en het vroege voorjaar te laten plaatsvinden wanneer de meeste, mogelijk voor geluid gevoelige, vogels rond het plangebied verblijven (Leopold & Camphuysen 2007). Overigens zijn effecten van het hei-geluid nooit aangetoond voor deze soorten, maar is het waarschijnlijker dat verstoring van bijvoorbeeld bootbewegingen optreedt.

De omvang van de verstoring door de constructie van funderingen varieert in de tijd met name door de variatie in het voorkomen van kwetsbare soorten. Bij een realistische temporele planning worden de effecten van aanleg van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De alternatieven met de meeste turbines zorgen voor een grotere negatieve verandering ten opzichte van de referentiesituatie dan het alternatief met het kleinste aantal turbines. Beide alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de verschillen in negatieve effecten niet zodanig groot zijn dat dit gevolgen heeft voor de kans op het overtreden van verbodsbepalingen of dat dit mogelijk effecten heeft op beschermde gebieden.

Bij de constructie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver varen schepen van en naar het windpark. De frequentie van de vaarbewegingen is momenteel onduidelijk en afhankelijk van het uiteindelijk gekozen alternatief, maar in eerdere MER-ren voor windparken op zee werd een maximum van 10 schepen per dag aangehouden. De scheepvaartbewegingen voor aanvoer van materieel zullen leiden tot een toename van geluid/trillingen in het gebied. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

De **verwijdering** van de funderingen zal waarschijnlijk bestaan uit het afsnijden (6 m onder de zeebodem) en afvoeren van de funderingen. Een mogelijk alternatief is om de



funderingen in zijn geheel te verwijderen door een combinatie van trillen en trekken. Dit zal gepaard gaan met geluid/trillingen boven en onder water. De geluidbelasting is echter aanmerkelijk lager dan bij de aanleg. Daarnaast zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen. De erosiebescherming wordt in principe niet verwijderd. Bij een realistische temporele planning zullen de effecten van verwijdering van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels marginaal negatief zijn (effectbeoordeling: 0/-).

Er is wereldwijd nog geen ervaring met het afbreken van offshore windparken. Verwacht wordt dat zeevogels worden verstoord door de activiteit ter plaatse, het geluid en de scheepsbewegingen verbonden aan sloopactiviteiten. De effecten van verwijdering van het windpark worden beperkt negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-) vanwege het tijdelijke karakter van de verstoring. Relatief hoge dichtheden van zeevogelsoorten die gevoelig zijn voor geluid en verstoring door schepen worden alleen in de winter en het vroege voorjaar verwacht. De meeste van deze vogels naar de broedgebieden zijn vertrokken en vóór oktober komen de meeste vogels ook niet terug. IJmuiden Ver ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

8.2 Effecten op vogels tijdens gebruiksfase

In onderhavig rapport wordt getoetst of aanvaringen, habitatverlies, barrièrewerking en indirecte effecten significante invloed kunnen hebben op beschermde vogelsoorten en/of op Natura 2000-gebieden die voor vogelsoorten aangewezen zijn.

8.2.1 Effecten op beschermde vogelsoorten

In dit rapport is het stochastische Collision Risk Model gebruikt om aantallen aanvaringslachtoffers te berekenen. Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Aanvaringen

Jaarlijkse aantallen aanvaringslachtoffers voor de twee alternatieven voor Kavel I en Kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn gepresenteerd in tabel 8.1a en 8.1b. Soorten die niet of in lage dichtheden in IJmuiden Ver voorkomen, zijn niet gepresenteerd. Verder zijn in tabel 8.2a en 8.2b en tabel 8.3a en 8.3b de jaarlijkse aantallen verwachte aanvaringslachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven voor Kavel I en Kavel II. Deze gegevens worden verder gebruikt in §8.2 – 8.4.



Kavel I

In Kavel I vallen bij alternatief 1, dus met 67 turbines van 15 MW en een rotordiameter van 236 meter in een worstcasescenario zo'n 1.280 vogelslachtoffers (tabel 8.1a). Het grootste deel hiervan zijn naar verwachting zangvogels op seizoenstrek, namelijk 1.162. Van de zeevogels is volgens de berekeningen de jan-van-gent de soort met de meeste aanvaringslachtoffers, namelijk 53. Voor grote mantelmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw worden respectievelijk maximaal 17, 9 en 5 slachtoffers verwacht. Voor de kleine meeuwen geldt dat alleen voor dwergmeeuw en drieteenmeeuw aanvaringslachtoffers worden verwacht, namelijk respectievelijk 3 en 9.

Voor alternatief 2, met 50 turbines van 20 MW en een rotordiameter van 280 meter, worden minder slachtoffers verwacht, namelijk 1.219 (tabel 8.1a). Wel zijn dit meer zangvogels, namelijk 1.123 aanvaringslachtoffers in een worst case-scenario. Het maximale aantal slachtoffers van jan-van-gent ligt met 39 slachtoffers een stuk lager. Hetzelfde geldt voor zowel grote mantelmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw, met respectievelijk 14, 7 en 5 slachtoffers in een worst case-scenario. Voor dwergmeeuw en drieteenmeeuw laat het model een maximaal aantal slachtoffers van respectievelijk 2 en 7 zien.

Tabel 8.1a *Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM (Marine Scotland 2018) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012). Alleen soort(groep)en met >= 1 slachtoffer zijn genoemd.*

soort(groep)	alternatief 1	alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
jan-van-gent	53	39
kleine mantelmeeuw	5	5
zilvermeeuw	9	7
grote mantelmeeuw	17	14
dwergmeeuw	3	2
drieteenmeeuw	9	7
ganzen en zwanen	18	17
eenden	1	1
reigers	0	0
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.162	1.123
Totaal	1.280	1.219

Kavel II

Maximale aanvaringslachtoffers onder zeevogels in Kavel II zijn vergelijkbaar met die van Kavel I van IJmuiden Ver, maar vanwege de vogeldichtheden liggen over het algemeen iets lager. Jan-van-genten hebben een iets hoger maximaal aantal slachtoffers in Kavel II voor beide alternatieven dan in Kavel I, namelijk 57 tegenover 43. Voor de overige zeevogels geldt dat de waarden in Kavel II iets lager liggen dan in Kavel I (tabel 8.1b). Voor trekvogels worden voor beide kavels dezelfde maximale aantallen aanvaringslachtoffers



verwacht, omdat gewerkt is met dezelfde fluxen op basis van metingen vanaf gasplatform K14 (tabel 8.1a en b).

Tabel 8.1b Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM (Marine Scotland 2018) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012). Alleen soort(groep)en met ≥ 1 slachtoffer zijn genoemd.

soort(groep)	alternatief 1	alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
jan-van-gent	57	43
kleine mantelmeeuw	4	4
zilvermeeuw	5	4
grote mantelmeeuw	13	11
dwergmeeuw	2	2
drieteenmeeuw	8	6
ganzen en zwanen	18	17
eenden	1	1
reigers	0	0
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.162	1.123
Totaal	1.276	1.215

Temporele patronen

Voor jan-van-gent geldt voor beide kavels en beide alternatieven dat de meeste aanvaringsslachtoffers worden verwacht in het najaar, namelijk oktober en november (tabel 8.2 en 8.3). Dit is in contrast met kleine mantelmeeuw, waarbij in alle gevallen de meeste slachtoffers juist in de zomer worden verwacht. Voor zilvermeeuw en drieteenmeeuw geldt ongeveer hetzelfde temporele patroon, namelijk dat de hoogste aantallen slachtoffers voor het voor- en najaar zijn berekend. Bij dwergmeeuw is dit juist in het voorjaar. Tot slot worden de meeste slachtoffers onder grote mantelmeeuw verwacht in de winterperiode.

Beoordeling

In zowel Kavel I als Kavel II van IJmuiden Ver wordt het effect van beide alternatieven als negatief beoordeeld (-), hoewel de effecten van alternatief 2 (met de minste turbines) wel kleiner zijn dan van alternatief 1.

Tabel 8.2a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor alternatief 1 (67 * 15 MW ø 236 m) in Kavel I (a) en Kavel II (b) van IJmuiden Ver.

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	4,3	3,1	3,8	5,8	6,7	1,1	1,1	3,4	3,0	8,8	7,3	4,1	53
kleine mantelmeeuw	0,0	0,3	0,3	0,5	0,6	1,1	1,1	0,3	0,3	0,3	0,2	0,0	5
zilvermeeuw	0,8	2,4	3,0	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,8	9
grote mantelmeeuw	2,9	2,1	2,4	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	1,7	1,6	2,9	17
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	1,1	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3
drieteenmeeuw	0,8	0,9	1,0	1,0	1,1	0,5	0,5	0,1	0,1	1,3	1,2	0,8	9



Tabel 8.2b zie boven

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	4,1	2,5	3,2	6,6	7,6	1,8	1,8	4,2	3,7	9,8	8,1	3,9	57
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,2	0,5	0,6	1,0	1,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	4
zilvermeeuw	0,8	1,1	1,4	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,3	0,3	0,7	5
grote mantelmeeuw	2,2	1,4	1,6	0,6	0,6	0,1	0,1	0,6	0,6	1,7	1,6	2,2	13
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,9	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,9	0,8	0,9	0,9	1,0	0,7	0,7	0,2	0,2	0,6	0,5	0,9	8

Tabel 8.3a Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor alternatief 2 (50 * 20 MW ø 280 m) in Kavel I (a) en Kavel II (b) van IJmuiden Ver.

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	3,2	2,3	2,9	4,4	5,0	0,8	0,8	2,6	2,3	6,6	5,4	3,1	39
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,3	0,5	0,5	1,0	1,0	0,3	0,2	0,3	0,2	0,0	5
zilvermeeuw	0,7	2,0	2,6	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,3	0,7	7
grote mantelmeeuw	2,5	1,8	2,1	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	1,5	1,3	2,4	14
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,9	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,6	0,7	0,8	0,8	0,8	0,4	0,4	0,1	0,1	1,0	0,9	0,6	7

Tabel 8.3b zie boven

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	3,0	1,9	2,4	4,9	5,7	1,3	1,3	3,1	2,7	7,3	6,0	2,9	43
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,2	0,5	0,5	0,9	1,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	4
zilvermeeuw	0,6	0,9	1,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,2	0,6	4
grote mantelmeeuw	1,9	1,2	1,4	0,5	0,5	0,1	0,1	0,5	0,5	1,5	1,3	1,9	11
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,7	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,7	0,6	0,7	0,7	0,8	0,5	0,5	0,2	0,2	0,4	0,4	0,7	6

Habitatverlies

Trekvogels verblijven niet voor langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn (§5.2.2). Daarom focussen we hieronder verder op effecten van habitatverlies op zeevogels.

Effecten

Van sommige vogelsoorten die in dit rapport onder lokale niet-broedende zeevogels worden geschaard is bekend dat ze door windparken op zee worden verstoord. Soorten zoals duikers en zwarte zee-eenden komen niet of nauwelijks voor in en rond windenergiegebied IJmuiden Ver (zie hoofdstuk 7). Andere soorten, zoals jan-van-genten, alken en zeekoeten komen vooral in het winterhalfjaar voor in het gebied.

In het windenergiegebied IJmuiden Ver vormen meeuwen een grote groep binnen de lokale niet-broedvogels. Als meeuwen rusten op zee, doen ze dat vaak in de buurt van een groot object zoals een platform op zee of een geankerd schip. Op het werkplatform van



windturbines zouden drieteenmeeuwen kunnen gaan rusten of zelfs gaan broeden, zoals is gebeurd op verschillende (onbemande) platforms op zee elders in de Noordzee (Geelhoed *et al.* 2011). De aantrekkingskracht van windparken voor meeuwen kan ook te maken hebben met de aanwezigheid van onderhoudsschepen in het windpark of van een veranderende (micro)stroming rond de palen (Boon *et al.* 2018). Daarnaast worden op de Nederlandse Noordzee de grootste aantallen meeuwen rond vissersschepen gevonden. In ieder geval mag de bodemberoerende visserij niet meer binnen het windpark komen. Mogelijk kan een concentratie van kotters langs de randen van het windpark optreden, omdat vissers graag daar vissen, met als gevolg een verhoogde concentratie aan meeuwen. Recente studies toonden aan dat gezenderde meeuwen Nederlandse, Belgische en Engelse windparken in mindere mate bezochten dan gebieden buiten de windparken (Gyimesi *et al.* 2018; Vanermen *et al.* 2022), mogelijk omdat meeuwen tijdens hun foerageertochten vissersschepen volgen die niet in windparken mogen komen.

Op basis van de afspraak om het effect van habitatverlies te kwantificeren als een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies (§5.2.2) kan met de berekende dichtheden vanuit scheepstellingen de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (tabel 8.4a en 8.4b).

Door habitatverlies worden voor beide kavels de hoogste aantallen zeekoeten als slachtoffer verwacht, voor beide kavels namelijk 15 slachtoffers. Ook voor alk zal met name habitatverlies een gevolg zijn van het windpark, met 5 slachtoffers per kavel. Voor drieteenmeeuw leveren beide kavels naar verwachting ongeveer 4 slachtoffers op als gevolg van het windpark. Tot slot worden in totaal 7 slachtoffers onder noordse stormvogels verwacht door verlies van habitat.

Tabel 8.4a Maximaal aantal slachtoffers dat verwacht wordt als gevolg van habitatverlies in Kavel I (a) en Kavel II (b) van windenergiegebied IJmuiden Ver (op basis van Bradbury *et al.* 2014) op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek *et al.* 2022b), soort-specifieke macro-uitwijkingpercentages en een kaveloppervlak van 93 km² voor Kavel I (a) en 96 km² voor Kavel II (b). Soorten waarvan geen jaarlijkse slachtoffers ten gevolge van habitatverlies worden voorzien zijn niet opgenomen in de tabel.

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	macro-uitwijking (%)	berekende sterfte door habitatverlies
noordse stormvogel	0,46	80%**	3
jan-van-gent	0,31	81,6%*	2
dwergmeeuw	0,24	80%**	2
kleine mantelmeeuw	0,26	63,9%*	2
zilvermeeuw	0,33	44,2%*	1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9%*	1
drieteenmeeuw	0,80	57,5%*	4
zeekoet	2,03	80%**	15
alk	0,66	80%**	5

* uit Skov *et al.* 2018.

** gebaseerd op Dierschke *et al.* 2016.



Tabel 8.4b zie boven

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	macro-uitwijking (%)	berekende sterfte door habitatverlies
noordse stormvogel	0,51	80%**	4
jan-van-gent	0,33	81,6%*	3
dwergmeeuw	0,19	80%**	1
kleine mantelmeeuw	0,23	63,9%*	1
zilvermeeuw	0,20	44,2%*	1
grote mantelmeeuw	0,13	46,9%*	1
drieteenmeeuw	0,71	57,5%*	4
zeekoet	1,90	80%**	15
alk	0,62	80%**	5

* uit Skov *et al.* 2018.

** gebaseerd op Dierschke *et al.* 2016.

Beoordeling

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en zijn in zowel Kavel I als Kavel II voor beide alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag nagenoeg even groot is. Een eventuele hogere tipsnelheid en, daarmee gepaard gaand, een hoger geluidsniveau zal niet tot wezenlijk andere uitkomsten leiden. Mocht ervoor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te ontwikkelen, dan is dit een beter alternatief wat betreft de effecten van habitatverlies.

Barrièrewerking

Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat er voor deze soorten er geen sprake van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegrouete kan vormen. In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekrouete. De effecten worden daarom in beide kavels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Dit kan zeevogels verstoren. Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet langere tijd in verblijven. Het zal afhangen van zowel de aard als de frequentie van de werkzaamheden hoe zwaar de verstoring van zeevogels is. Onderzoeksgegevens suggereren een afstotende werking van (onderhouds)schepen op jan-van-gent en alkachtigen, maar een aantrekkende werking op meeuwen. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied IJmuiden Ver zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt er, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige



zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom voor alle alternatieven in beide kavels als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen kan daarnaast ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvinden (Lindeboom *et al.* 2011). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform, zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen. Onderzoek naar de korte termijneffecten van windpark OWEZ wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van meeuwen werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn ook soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Krijgsveld *et al.* 2011, Lindeboom *et al.* 2011). De effecten van habitatverandering worden in beide kavels als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. *Worst case* is uitgegaan van marginaal negatieve effecten.

8.2.2 Aanvaringsslachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw bij tiplaagte-verhoging

In het kader van de beoordeling van de effecten van een operationeel windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn voor jan-van-gent en zilvermeeuw aanvaringsslachtoffers berekend voor verschillende tiplaagtes. Hierbij is gebruik gemaakt van de turbinekarakteristieken zoals die gebruikt zijn voor IJmuiden Ver in het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b). Deze karakteristieken komen overeen met de turbines die in voorliggend rapport zijn gebruikt in de berekeningen voor alternatief 1. De aanvaringsslachtoffers zijn echter conform KEC 4.0 berekend voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver, dus inclusief kavels I, II, III en IV.

Het aantal aanvaringsslachtoffers onder jan-van-gent in windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I t/m IV tezamen) bedraagt **216** bij turbines met een tiplaagte van 25 m (tabel 8.5). Bij het verhogen van de tiplaagte tot 40 m daalt het aantal slachtoffers stapsgewijs naar **90**. Voor zilvermeeuw geldt dat het aantal aanvaringsslachtoffers daalt van **35** naar **28** bij een verhoging van de tiplaagte van 25 m naar 40 m.



Tabel 8.5 *Het aantal aanvaringslachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw in windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I t/m IV tezamen) bij verschillende tiplaagtes. De overige turbinekarakteristieken zijn gelijk aan die van de turbines gebruikt in de berekening voor alternatief 1 van voorliggend document.*

soort	tiplaagte (m)	aanvaringslachtoffers
jan-van-gent	25	216
	30	166
	35	127
	40	90
zilvermeeuw	25	35
	30	33
	35	30
	40	28

8.2.3 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen en habitatverlies

Zoals in §6.1.2 al is beschreven, worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op broedende kleine mantelmeeuwen uitsluitend op de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt niet binnen de foerageerrange van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door aanvaringen en habitatverlies (tabel 8.6 en 8.7). Dit geldt voor beide kavels. De kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen Texel ondervindt procentueel de meeste slachtoffers, maar zelfs voor deze kolonie ligt de maximale additionele sterfte op 0,06% van de natuurlijke mortaliteit voor Kavel I en 0,05% voor Kavel II, namelijk bij alternatief 1. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geassocieerd (zie § 5.2.4 voor beschrijving beoordelingsnormering).



Tabel 8.6a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 1 (a) en alternatief 2 (b) van Kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.6b *zie boven*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.7a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte van kleine mantelmeeuw voor alternatief 1 (a) en alternatief 2 (b) van Kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.7b *zie boven*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,001%	<1	0,002%	<1	0,003%

Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een offshore windpark kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten



tussen foerageer- en broedgebieden. Hierdoor zouden ze extra afstanden moeten vliegen. De meest nabij gelegen kolonies van kleine mantelmeeuwen liggen echter op een dusdanige afstand dat windenergiegebied IJmuiden Ver voor de vogels wel bereikbaar is, maar aan de rand van hun actieradius ligt. Hierdoor zal een windpark geen barrière vormen voor vogels tijdens hun foerageertochten tussen land en open zee en wordt het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kleine mantelmeeuwen van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied IJmuiden Ver zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt hier, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. De (extra) effecten van onderhoud worden in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

De verwachte toename in benthos en vissen (Lindeboom *et al.* 2011) in een toekomstig windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zorgt mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals de kleine mantelmeeuw. De effecten van habitatverandering worden daarom als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvatting

Op basis van bovenstaande zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten, waardoor in de *worst case*-situatie moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten. Gezien de beperkte omvang van effecten in de *worst case*-situatie kunnen significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kolonievogels van Natura 2000-gebieden met zekerheid uitgesloten worden.

8.2.4 Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen

Onder zes zeevogelsoorten, namelijk drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw, zijn buiten het broedseizoen aanvaringsslachtoffers te verwachten in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 8.2 en 8.3). Voor al deze soorten zijn voor niet-broedvogels IHD's geformuleerd in één of meerdere Natura 2000-gebieden (zie §2.1.3). Al deze vogelsoorten kunnen buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee leiden. Het is momenteel onbekend of, en zo ja hoe lang, ze binding met specifieke gebieden op zee hebben. Om die reden kan niet bepaald worden of slachtoffers die vallen buiten het broedseizoen in



windenergiegebied IJmuiden Ver tot populaties uit Natura 2000-gebieden behoren. Op basis daarvan kunnen significant negatieve effecten op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden niet op voorhand worden uitgesloten.

Habitatverlies

De kortste afstand tot het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt voor Kavel I en Kavel II respectievelijk 2 km en 2,02 km. In de Bruine Bank gelden IHD's voor de soorten jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk, die gevoelig kunnen zijn voor habitatverlies. Conform de KEC methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand van 500 m zodat er geen overlap plaats tussen verstoord gebied vanwege windenergiegebied IJmuiden Ver en de Bruine Bank. Uit voorzorg is eerder het aanhouden van een verstoringsafstand van 2 km voor zeekoeten en alken geadviseerd (Petersen *et al.* 2006; Vanermen *et al.* 2015). Ook bij het hanteren van een dergelijke conservatieve verstoringsafstand ligt de Bruine Bank buiten de directe verstoringszone van windenergiegebied IJmuiden Ver.

Bovendien is het belangrijk om te benadrukken dat de slachtofferberekeningen op *worst case-scenario's* berusten. In het Verenigd Koninkrijk adviseert de JNCC om 40-60% vermijding te gebruiken voor alkachtigen (Busch *et al.* 2015) en geen 100%, zoals in het KEC wordt gehanteerd. Volgens een recente studie over de verspreiding van zeekoeten gemeten met gps-zenders is het aantal vogels 63% minder in windparken dan daarbuiten als de turbines niet operationeel zijn en 75% minder als de wieken draaien (Peschko *et al.* 2020). Ten opzichte van onze aannames dat 100% van de individuen verstoord raken, zou dus een deel van de vogels wel gebruik blijven maken van windparken. Bovendien lijken zeekoeten ook te wennen aan offshore windparken, zodat na verloop van tijd minder individuen een windpark vermijden dan in de beginfase (Leopold & Verdaat 2018). Mogelijk ook door deze gewenning lijken de resultaten van veldmetingen ook geen eenduidige effecten van offshore windparken te laten zien (Leopold 2018). Zo zijn vergeleken met de situatie voorafgaand aan de bouw van windparken de aantallen alken en zeekoeten sterk afgenomen in sommige windparken, maar niet veranderd of zelfs toegenomen in andere (Dierschke *et al.* 2016). Dit laatste kan mogelijk te maken hebben met de toegenomen visstanden in offshore windparken, waardoor deze gebieden relatief aantrekkelijk worden voor visetende vogels zoals alkachtigen (Krijgsveld *et al.* 2011; Vanermen *et al.* 2011).

Al met al zal waarschijnlijk niet 100% van de vogels het plangebied vermijden zoals aangenomen, en ook de aangenomen 10% sterfte van de verstoorde vogels is zeker aan de veilige kant. Een bio-energetisch model om de effecten van habitatverlies te schatten (Searle *et al.* 2014) suggereerde dat de impact op adulte overleving minder dan 0,5% zou bedragen. In het Verenigd Koninkrijk worden dan ook in beoordelingen sterftepercentages als gevolg van habitatverlies vanaf de 1% gebruikt, met als maximum 10% (Busch *et al.* 2015).

Op basis van bovenstaande argumenten sluiten we significant negatieve effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden als gevolg van direct habitatverlies uit.



8.3 Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen

In tegenstelling tot vogels zijn er zeer weinig gegevens over verspreiding en dichtheden van vleermuizen boven de Noordzee beschikbaar. Op basis van de bestaande kennis wordt echter verondersteld dat effecten van windparken op zee op vleermuispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Hier wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver.

8.3.1 Aanvaringen

Zoals beschreven in § 5.3.1 wordt in voorliggend rapport een *worst case*-scenario van 1 slachtoffer per turbine per jaar gehanteerd. Op basis hiervan worden in een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver maximaal 67 slachtoffers per jaar verwacht bij alternatief 1 en 50 slachtoffers per jaar bij alternatief 2. Gezien de beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee is het realistisch om deze getallen te verdelen op basis van het relatieve voorkomen van ruige dwergvleermuis (95,7%), rosse vleermuis (2,6%), tweekleurige vleermuis (1,2%) en gewone dwergvleermuis (0,5%). Met deze benadering wordt de *worst case*-schatting voor de ruige dwergvleermuis 64 slachtoffers per jaar voor alternatief 1 en 48 slachtoffers per jaar voor alternatief 2. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 1 slachtoffer per jaar voor zowel alternatief 1 als alternatief 2. Van de overige vleermuissoorten vallen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers. Hiermee worden de effecten voor alternatief 1 met de meeste turbines negatiever beoordeeld (--/-) dan alternatief 2 met de minste turbines (-).

8.3.2 Overige effecten

Uit onderzoek blijkt dat vleermuisactiviteit in windparken niet lager ligt dan daarbuiten (Jain *et al.* 2011). De aanwezigheid van windturbines leidt niet tot verstoring, barrièrewerking of habitatverlies maar heeft eerder een aantrekkende werking (Cryan *et al.* 2014). Het effect van het windpark wat betreft barrièrewerking en habitatverlies wordt als neutraal beoordeeld (0).

Een indirect effect van windparken wordt veroorzaakt door de verhoogde concentratie van insecten rondom windturbines. Dit trekt vleermuizen aan (Cryan & Barclay 2009), wat tot een verhoogde aanvaringskans en sterfte kan leiden. Een verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert daarentegen een gunstige foerageermogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder aanvaringsrisico. Daarnaast geven windturbines en constructieschepen vleermuizen de mogelijkheid hun lange vlucht te onderbreken om uit te rusten wat de overlevingskansen kan verhogen. Opnames van vleermuizen in offshore windparken bevestigen dit. Op 58 – 69 km uit de kust zijn vleermuizen regelmatig kort na zonsondergang vastgesteld (Lagerveld *et al.* 2022) die windturbines waarschijnlijk als noodgedwongen tijdelijke rustplaatsen gedurende de dag hebben gebruikt. Vanwege een gebrek aan verdere kennis is het echter op dit moment niet mogelijk om dit effect te verrekenen met het aantal slachtoffers. Op basis van bovenstaande worden indirecte effecten als positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase beoordeeld, en negatief tijdens de gebruiksfase (+/-).



8.4 Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen

De volledige effectbeoordeling is samengevat in tabel 8.8.

Tabel 8.8 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven in Kavel I en Kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op beschermde vogelsoorten, vogels uit Natura 2000-gebieden en vleermuizen.

effecten windpark	alternatief 1 67 * 15 MW	alternatief 2 50 * 20 MW
Aanlegfase		
<u>Vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanleg funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
Gebruiksfase		
<u>Lokale zeevogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Trekvogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Broedvogels uit Natura 2000</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	-/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-
Verwijderingsfase		
<u>Vogels</u>		
- weghalen funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- weghalen funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0



9 Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos

9.1 Effecten op vissen

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op vispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Tabel 9.1 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling voor de twee alternatieven. Er zijn geen vissoorten aangewezen voor het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank, dat in de invloedsfeer van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt. Effecten op vissoorten met een instandhoudingsdoelstelling zijn daarmee uitgesloten. Wel worden elasmobranchen en de kabeljauw, relevante soorten voor de KRM, besproken in voorliggende effectbeoordeling en ook apart behandeld in hoofdstuk 9.4.

Tabel 9.1 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase windenergiegebied IJmuiden Ver op vissen.

fase	effecten windpark	alternatief 1 67 x 15 MW-gravity based turbines	alternatief 2 50 x 20 MW- monopile turbines
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
	- bodemberoering - vertroebeling	0	0
	- bodemberoering - habitatdestructie	0/-	0/-
Exploitatie	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0	0
	- EMF door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

9.1.1 Effecten tijdens de constructiefase

Effecten op vissen kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen ten gevolge van heiwerkzaamheden en effecten ten gevolge van bodemberoerende werkzaamheden door het plaatsen van de windturbines en erosiebescherming op de zeebodem en het trekken van de kabels.

Monopile funderingen moeten de bodem in worden geheid, dit is bij *gravity based* fundering niet nodig. Hoewel onderbouwde meetreeksen waarbij effecten op de visgemeenschap ten gevolge van de aanleg van een windpark op zee zeer schaars zijn, lijken de effecten op vis tijdens de constructiefase zeer beperkt. Experimentele studies naar geluidseffecten van heiwerkzaamheden op vissen en vislarven tonen geen duidelijke (blijvende) schade aan op vissen. Uitsluitend als de geluidsbron zich op zeer korte afstand bevindt kan in het ergste geval sterfte optreden (Hawkins 2005, Caspar *et al.* 2013, Herbert-Read *et al.* 2017). De beperkte veldstudies naar het gedrag van vissen tijdens heiwerkzaamheden lieten zien



dat vissen wel tijdelijke gedragsverandering kunnen ondergaan wanneer er nabij wordt geheid, maar over het algemeen niet het gebied verlaten (Lafrate *et al* 2016, Knaap *et al* 2022). Vooralsnog zijn er geen wetenschappelijke veldstudies die (indirecte) vissterfte hebben aangetoond door heiwerkzaamheden. Negatieve effecten van trillingen die tijdens heiwerkzaamheden worden geproduceerd op vis(populaties) in het plangebied zijn niet aannemelijk. De effecten van het geluid dat vrijkomt tijdens het heien van monopiles wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase, zoals het plaatsen van de funderingen en het storten van de erosiebescherming, kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Er zijn echter geen studies die duidelijk aantonen dat een dergelijke kleinschalige vertroebeling een nadelig effect heeft op vissen die in het plangebied voorkomen. Vissen in de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). Bovendien wordt de zeebodem in het plangebied gekenmerkt door betrekkelijk hoge dynamiek met continu zandtransport. De effecten van vertroebeling op vissen worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoering heeft ook een direct effect op aanwezige vissen in het gebied. De zachte bodemstructuur wordt bij de turbines vervangen door een harde bodemstructuur. Vissen met een mobiele levenswijze worden waarschijnlijk nauwelijks beïnvloed door deze verstoring. De vissen vluchten weg bij aanvang van de werkzaamheden en het verlies aan bodemareaal is zeer klein ten opzichte van het totale aanwezig bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze hebben doorgaans een minder mobiele levenswijze en verschuilen zich in de bodem of tussen ruimtelijke structuren op de zeebodem. In het geval deze structuren aanwezig zijn op de locaties waar de windturbines, erosiebescherming en kabels worden geplaatst, kunnen de individuen geschaad of vernietigd worden. Het aandeel van de populatie van de relevante soorten, zoals roggen, dat op deze wijze beïnvloed kan worden is echter zeer beperkt ten opzichte van de totale populatie in dit deel van de Noordzee. Daarbij zijn roggen wel mobiele soorten die zich snel kunnen verplaatsen. De effecten van habitatdestructie worden als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op vissen te verwachten. Sleepnetvisserij in het plangebied wordt uitgesloten, wat mogelijk een marginaal positief effect zal hebben op specifieke vissoorten (zoals de kabeljauw) in het gebied. De onderwaterstructuren van de windturbines en de erosiebescherming hebben een marginaal positief effect op vissen. Soorten kunnen dit gebruiken als schuil- en foerageerhabitat en als kraamkamer. Dit geldt dus ook voor de elasmobranchen. In OWEZ zijn de stekelrog en gevlekte gladde haai al waargenomen (van Hal *et al.* 2012). Echter, de demersale en pelagische vismonitoringen in de windparken OWEZ en PAWP vergeleken met referentiegebieden suggereren dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is. Er zijn geen significante verschillen aantoonbaar



tussen vispopulaties voor, één en vijf jaar na de aanleg van OWEZ (van Hal *et al.* 2012) of vijf jaar na de aanleg van PAWP (van Hal 2013, 2014). Wel is aangetoond dat binnen een windpark de monopiles een aantrekkende werking hebben op de aanwezige vissen, zoals op kabeljauw (Lindeboom *et al.* 2011, van Hal *et al.* 2017, Mavraki *et al.* 2021). Er wordt aangenomen dat de algemene effecten van de windparken op de visgemeenschap vergelijkbaar zullen zijn, ook al ligt het plangebied van IJmuiden Ver in een ander gebied dan deze parken dicht bij de kust, en komen er in het huidige plangebied meer pelagische vissoorten voor. De effecten van uitsluiten van visserij worden als neutraal beoordeeld aangezien dit nog niet wetenschappelijk is aangetoond (0), en de beschikbaarheid aan hard substraat wordt als marginaal positief beoordeeld gezien het positieve effect op specifieke soorten (effectbeoordeling: 0/+).

Over het effect van EMF op vissen is nog maar weinig bekend, al zal dit voornamelijk van impact zijn op haaien en roggen. Veldstudies lieten tot dusverre geen barrièrewerking zien van windturbinekabels door EMF, maar wel werd aangetoond dat het gedrag van vissen kan veranderen bij de windturbinekabels (Westerberg & Lagenfelt 2008, Gill & Desender 2020, Copping *et al.* 2021). Gedragsverandering, al dan niet tijdelijk, kan wel schadelijk zijn voor een soort (bijvoorbeeld door energieverlies), maar onderzoeksresultaten hierover zijn nog niet beschikbaar. Het effect van elektromagnetische velden wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en erosiebescherming verwijderd. Naar verwachting zal dit harde substraat zich tijdens de operationele fase van het park als habitat hebben ontwikkeld voor vissen. Soorten die het habitat als schuilplaats en/of leefgebied gebruiken (soorten met een bodemgebonden levenswijze) kunnen hierbij direct geschaad en/of vernietigd worden. Daarnaast zullen andere vissoorten die foerageren rondom de windturbines blootgesteld worden aan een lager voedselaanbod en verhoogde predatiedruk, zeker wanneer het visserijverbod wordt opgeheven. Geluidseffecten en effecten van vertroebeling tijdens de verwijderingsfase zullen niet anders van aard zijn dan beschreven tijdens de constructiefase. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat wordt als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -) indien vergeleken met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten echter als neutraal beoordeeld (0).

9.2 Effecten op benthos

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op benthospopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de twee alternatieven van windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Tabel 9.2 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling. Geen van de hier behandelde soorten heeft een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebieden. Effecten in het kader van Natura 2000-doelen zijn daarmee uitgesloten. Wel worden *Sabellaria*-banken, een relevant



habitattype voor de KRM, besproken in voorliggende effectbeoordeling en ook behandeld in hoofdstuk 9.4.

Tabel 9.2 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos.

fase	effecten windpark	alternatief 1 67 x 15 MW-gravity based turbines	alternatief 2 50 x 20 MW- monopile turbines
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0
	- bodemberoering – vertroebeling	0	0
	- bodemberoering - habitatdestructie	-	-
Exploitatie	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

9.2.1 Effecten tijdens de constructiefase

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op benthos zijn maar zeer beperkt beschikbaar. Bij enkele benthossoorten (mosselen en kreeftachtigen) is een tijdelijke gedragsverandering aangetoond tijdens blootstelling aan geluid (Roberts *et al.* 2015, 2016, Spiga *et al.* 2016, Corbett 2019). Bij monitoring van OWEZ en PAWP zijn geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie die op grote schade duiden als gevolg van de constructie (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013). Negatieve effecten ten gevolge van geluidseffecten van heiwerkzaamheden op benthos worden als neutraal beoordeeld vanwege de relatief korte duur aan geluidsblootstelling en de beperkte aanwijzing dat dit schade toebrengt aan benthossoorten (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom, al is dit in beperkte mate. Verschillende studies tonen aan dat typerende bodemsoorten zoals zwaardschede robuust zijn tegen deze verstoring. Schelpdieren in dit deel van de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt in de Noordzee (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). De effecten van vertroebeling worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Er zijn weinig onderbouwde meetreeksen waarbij effecten van de aanleg van een windpark op zee op benthos is gekwantificeerd. Tijdens de bodemberoerende activiteiten tijdens constructiefase wordt een beperkt areaal zachte (zand)bodem vervangen door een harde bodemstructuur van de windturbinezulen en erosiebescherming. Ook worden kabels in de zeebodem aangelegd. De bodemfauna die op deze locaties aanwezig is, zal hierbij vernietigd worden. Het areaal aan bodem dat beïnvloed zal worden in het plangebied is echter verwaarloosbaar ten opzichte van het totale bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Daarnaast zijn de betreffende soorten relatief algemeen en hebben een hoge



populatiegroei, en zijn soorten door OSPAR aangemerkt als bedreigd en/of afnemend niet waargenomen. Dit geldt echter niet voor *Sabellaria*-banken, een kritisch habitat dat mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd, zeker in het geval van alternatief 1 waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij alternatief 2. Daarbij beslaat een *gravity based* fundering een groter oppervlakte dan een *monopile* fundering. Door het mogelijk negatieve effect op *Sabellaria*-banken wordt het effect van habitatdestructie als negatief beoordeeld voor beide scenario's (effectbeoordeling: -).

9.2.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op benthos te verwachten: de windturbinepalen en erosiebescherming zullen naar alle waarschijnlijkheid gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemlevensgemeenschap. Sommige soorten komen nu al voor in het plangebied, maar andere soorten zijn typerend voor hard substraat. De totale soortdiversiteit van het benthos zal waarschijnlijk toenemen, mede door het ontstaan van een intergetijdegebied langs de monopile. Een deel van deze nieuwe substraatgemeenschap kan echter uit exotische soorten komen te bestaan. Exotische soorten kunnen inheemse soorten negatief beïnvloeden. In een windpark komt het overgrote deel van de aangetroffen exoten voor in het intergetijdengebied op de turbine palen (Kerckhof *et al.* 2016). Tot dusverre is (nog) niet aangetoond dat niet-inheemse soorten hier concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Het kan wel zo zijn dat soorten volgens het *steppingstone effect* via windparken in (kust)gebieden komen waar zij niet eerder voorkwamen. Over het algemeen is er sprake van een verrijking van de lokale biodiversiteit van de bodemgemeenschap die weer positieve effecten heeft op andere delen van het ecosysteem (nieuw habitatype, voedsel etc.). Er wordt vanuit gegaan dat er tijdens de operationele fase van het park geen negatieve effecten zullen optreden op benthos. De effecten worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0).

Bodemberoerende visserij in het plangebied wordt uitgesloten. In theorie zal het mogelijk een marginaal positief effect hebben op de zacht substraat benthosgemeenschap in het gebied. Echter, er zijn geen grote veranderingen aangetroffen tussen de situatie voor en na aanleg van OWEZ (Bergman *et al.* 2012) of PAWP (Lock *et al.* 2014, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Ook in de Belgische Noordzee werd respectievelijk 6 en 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond van uitsluiting voor visserij (Degraer *et al.* 2018). Uitsluiting van bodemberoerende visserij tijdens de aanleg- en gebruiksfase kan wel de ontwikkelingen van *Sabellaria*-banken bevorderen. Dit effect is aangetoond in het Verenigd Koninkrijk, waar vóór en na de aanleg van het Thanet Offshore windpark geen nadelig effect werd aangetoond op het areaal aan *Sabellaria*-banken. Er werd zelfs een toename geconstateerd binnen het plangebied (Pearce *et al.* 2014). De huidige onderzoeken tonen tot dusverre aan dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is voor het aanwezige benthos, maar dat het wel kansen biedt voor het behouden en uitbreiden van *Sabellaria*-banken. De twee effecten tegen elkaar opwegend worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0).



Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen door EMFs van windparken te ontkennen al dan niet te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Hutchison *et al.* 2018, Taormina *et al.* 2018, Gill & Desender 2020). Het effect van elektromagnetische velden wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.2.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en erosiebescherming verwijderd. Naar verwachting zal zich een biodiverse harde substraatgemeenschap op deze structuren hebben ontwikkeld. Deze gemeenschap zal grotendeel verloren gaan als de structuren worden verwijderd. Geluidseffecten en effecten van vertroebeling tijdens de verwijderingsfase zullen niet anders van aard zijn dan beschreven tijdens de constructiefase. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat worden als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -) indien vergeleken wordt met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten als neutraal beoordeeld (0).

9.3 Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos

Een samenvatting van de effecten op benthos en vissen zijn weergegeven in tabel 9.3.

Tabel 9.3 Effectbeoordeling van effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos en vissen.

Fase	effecten windpark	vissen		benthos	
		alternatief	alternatief	alternatief	alternatief
		1	2	1	2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-	n.v.t.	0
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering	0/-	0/-	-	0/-
	(habitatdestructie)				
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0/+	0/+	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-	0/-	0/-
	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+	0/+	0/+
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0	0	0

Het totale areaal aan bodemoppervlak dat beïnvloed wordt is verwaarloosbaar ten opzichte van het totale beschikbare bodemareaal in het betreffende deel van de Noordzee. Daarnaast zijn in dit deel van de Noordzee, met uitzondering van *Sabellaria spinulosa*, geen soorten benthos of vissen bekend met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang waardoor verlies aan individuen of leefgebied een significante invloed op de totale populatie kan hebben. Er is dus wel een kans aanwezig dat er *Sabellaria*-banken



in het plangebied aanwezig zijn, en als deze op locaties liggen waar een turbine is gepland of kabels worden gelegd, zullen deze worden vernietigd.

Het heien kan een negatief effect hebben op vissen en benthos. Echter, dit effect vindt maar tijdelijk plaats. Er wordt per dag maar één windturbine geplaatst met een totaal aantal turbines van 50 tot 67 stuks. Wanneer er *gravity based* funderingen worden gebruikt hoeft er niet geheid te worden.

De komst van windturbines zal waarschijnlijk in een positief effect op de totale biodiversiteit van de benthos- en visgemeenschap resulteren, omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht. Zij nemen de rol over van oorspronkelijke natuurlijke riffen, die in de Noordzee zijn verdwenen. Er is tot dusverre nog geen onderzoek dat ook daadwerkelijk aantoont dat benthos- en visgemeenschappen significant toenemen binnen een windpark ten opzichte van referentiegebieden daarbuiten. Wel hebben verschillende onderzoeken aangetoond dat vissoorten waaronder kabeljauw een windpark niet vermijden en binnen een park tot de turbines worden aangetrokken. Over het effect van windparken op elasmobranchen zijn kennisleemtes, maar er zijn waarnemingen van roggen en haaien binnen windparken. De invloed van waargenomen gedragsveranderingen als reactie op EMF bij enkele (experimentele) studies op de soorten is nog onbekend en hiermee niet uit te sluiten.

9.4 Samenvatting effecten op KRM vis- en benthossoorten en habitats

Zoals beschreven in hoofdstuk 2.4, beschrijft de KRM de goede milieutoestand aan de hand van elf elementen, de zogenaamde descriptoren. Daarbij zijn de descriptoren 1 (biodiversiteit) en 6 (integriteit van de bodem) voor de beoordeling van de effecten van een windpark op vis- en benthossoorten het meest relevant. Relevante soorten en habitats conform de KRM die voorkomen in het plangebied en die ook zijn behandeld in voorliggend document zijn de kabeljauw en elasmobranchen (descriptor biodiversiteit), en *Sabellaria*-banken (descriptor integriteit zeebodem). Een samenvatting van de effecten op deze soorten en habitats is weergegeven in tabel 9.4.



Tabel 9.4 Effectbeoordeling van effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op KRM soorten en habitats.

Fase	effecten windpark	kabeljauw		elasmobranchen	
		alternatief	alternatief	alternatief	alternatief
		1	2	1	2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-	n.v.t.	0
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	0	0	0	0
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0/+	0/+	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-	-	-
	- kunstmatig hard substraat	+	+	0/+	0/+
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0	0	0

fase	effecten windpark	Sabellaria-banken	
		alternatief 1	alternatief 2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	-	-
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	+	+
	- EMF door kabels	n.v.t.	n.v.t.
	- kunstmatig hard substraat	0	0
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

Descriptor 1: Biodiversiteit

Kabeljauw en elasmobranchen kunnen, zoals vissen in het algemeen, negatieve effecten ondervinden van het geluid dat bij het heien van monopiles vrijkomt. Recent toonden van der Knaap *et al.* (2022) wel aan dat getagde kabeljauwen het gebied niet verlieten waar een windpark werd aangelegd. De bodemberoerende activiteiten tijdens de aanleg van het windpark, resulterend in plaatselijke habitatdestructie, zullen niet van grote invloed zijn vanwege het mobiele karakter van deze vissoorten en de relatief kleine omvang van de vernietigde habitat ten opzichte van het hele leefgebied van deze soorten. Wanneer het plangebied wordt geëxploiteerd, zou dit door uitsluiting van (bodem)visserij een positief effect kunnen hebben op de vissoorten, zeker voor een belangrijke doelsoort van de visserij op de Noordzee als de kabeljauw. Daarbij is aangetoond dat turbines een aantrekkende werking hebben op vissoorten waaronder de kabeljauw (Lindeboom *et al.* 2011, van Hal *et al.* 2017, Mavraki *et al.* 2021). Ook is waargenomen dat gezenderde juveniele kabeljauwen zich langere tijd ophielden binnen offshore windparken waarmee een kraamkamerfunctie werd aangetoond (Winter *et al.* 2010, Reubens 2011, van Hal *et al.* 2012). De kunstmatige structuren, zoals de turbines maar ook de erosiebescherming, kunnen fungeren als kraam-, schuil- en foerageerhabitat waarbij al verschillende soorten elasmobranchen zijn waargenomen binnen offshore windpark OWEZ (van Hal *et al.* 2012). Over het effect van EMF bij kabels is nog weinig bekend, maar dit zal naar verwachting voornamelijk een effect



hebben op elasmobranchen. Haaien en roggen kunnen deze detecteren en soms door worden aangetrokken. Ten opzichte van de nulsituatie worden de effecten van het verwijderen van het nieuwe habitat als neutraal beoordeeld.

Descriptor 6: Integriteit zeebodem

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op *Sabellaria*-banken zijn niet beschikbaar. *Sabellaria*-banken zijn mogelijk in het plangebied van Ijmuiden Ver aanwezig en zijn, gezien hun niet-mobiele karakter, zeer kwetsbaar voor bodemberoerende activiteiten resulterend in habitatdestructie. Wanneer deze biogene riffen aanwezig zijn op de locatie waar een turbine of kabel wordt geplaatst, zullen deze vernietigd worden. (Lichte) vertroebeling kan een positief effect hebben op *Sabellaria*-banken hebben omdat de wormen gesuspendeerd sediment nodig hebben voor het vormen van de rifstructuur, maar vanwege de tijdelijkheid hiervan is dit te verwaarlozen. Wanneer het windpark eenmaal aanwezig is, worden geen negatieve effecten op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-banken verwacht, en zal het uitsluitel van bodemberoerende visserij naar verwachting tot een positief effect leiden. Over de invloed van EMF op *Sabellaria* is nog niks bekend, maar het EMF van een kabel strekt zich slechts enkele meters uit, het uiteindelijke waarneembare veld is dus enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel. Aangezien een mogelijk aanwezige *Sabellaria*-bank wordt vernietigd bij de aanleg van een kabel is te verwachten dat *Sabellaria*-banken niet noemenswaardig worden blootgesteld aan EMF. *Sabellaria*-banken zijn niet afhankelijk van hard substraat en komen voor op zandbodems; het nieuw aanwezige hard substraat heeft hiermee geen positief effect. Ten opzichte van de nulsituatie worden de effecten van het verwijderen van het windpark als neutraal beoordeeld.



10 Mitigatie

10.1 Vogels en vleermuizen

10.1.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn vanwege constructie van windturbines op zee dan vinden die alleen plaats in de maanden dat er relatief grote aantallen verstoringgevoelige zeevogelsoorten in het gebied aanwezig zijn. Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn. Vanaf juni tot en met september is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringgevoelige soorten (alk en zeekoet) dan elders verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zou 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur, zoals groen of blauw (Poot *et al.* 2008).

10.1.2 Operationele fase

Vogels

Uit hoofdstuk 9 blijkt dat alternatief 2 de minste impact op vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver worden dus geminimaliseerd door een zo klein mogelijk aantal grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Verder heeft het aantal rotorbladen volgens modelberekeningen een evenredig effect op het aantal vogelslachtoffers: een turbine met drie bladen veroorzaakt een derde meer slachtoffers dan een turbine met twee bladen (Bijlage IV).

Onduidelijk is of verdere **inrichtingsmaatregelen** nog effect sorteren op zeevogels, omdat de mate van habitatverlies van verschillende configuraties van windturbines, de stimulus voor habitatverlies, alsook de mate waarin vogels uiteindelijk zullen wennen aan windturbines, nog niet goed bekend zijn. Eerder onderzoek suggereert wel dat de configuratie van het park, en dan met name de aanwezigheid van corridors, gunstig kan uitpakken voor sommige soorten. Aan de oostkust van Engeland bleken groepen ganzen bijvoorbeeld gebruik te maken van een corridor tussen twee opstellingen van windparken (Plonczkier & Simms 2012). Ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar er alleen een enkele rij turbines stond en leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in plaats van langs draaiende turbines (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is echter onbekend wat de minimale breedte van een 'corridor' zou moeten zijn.

Het effect van een **alternatieve vorm** van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In theorie zou een langwerpige



opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico beperken. Langs de kust overheerst de noord-zuid trek. Gezien de ligging van het windenergiegebied IJmuiden Ver speelt de oost-west trek (naar de Britse eilanden) naar verwachting een minder grote rol. Er is onvoldoende bekend om een bepaalde voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren. De onderlinge afstand tussen turbines lijkt uit eerder onderzoek wel van belang voor vermijdingsgedrag van vogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP lijkt naar voren te komen dat in parken met een hoge dichtheid aan turbines een grotere versturende werking wordt gevonden dan in parken waar de turbines verder uit elkaar staan, hoewel ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tiphoogte mogelijk een rol spelen (Leopold *et al.* 2011, 2012, Skov *et al.* 2017).

Op grond van de resultaten van Deense studies in Horns Rev en Nederlandse studies in OWEZ moet worden aangenomen dat het windpark, inclusief een zone van in ieder geval enkele honderden meters eromheen, gemeden zal worden door jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen er zullen blijven komen. Dit beperkte effect sluit inrichtingsalternatieven op detailniveau binnen het windpark uit; alleen op grotere afstand van het windpark kunnen inrichtingsalternatieven wellicht effect sorteren. Effecten van inrichtingsalternatieven als ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de windturbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines op verstoring van zeevogels, zijn onbekend. Op dit moment kan daarom alleen gesteld worden dat een groter habitatverlies vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die dus tot een groter habitatverlies leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn dus relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig (grote) turbines mogelijk weer gunstiger doordat verstoring tussen turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels wel tussendoor durven.

Het **vergroten van de detectiekans van turbines** (oftewel de kans dat vogels de turbines kunnen detecteren) kan leiden tot een vermindering van het aantal aanvaringsslachtoffers. Wel zijn deze soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen. Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op succes wordt geboden door maatregelen als het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. Zo toonden May *et al.* (2020) in Noorwegen aan dat het zwart werven van turbinebladen mogelijk het aantal slachtoffers kan verminderen. Direct licht is waarschijnlijk niet geschikt omdat dit 's nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg heeft.

Voor passerende trekvogels kunnen verschillende inrichtingsalternatieven (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) wel een effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Ook is recent binnen de kaders van het Wozep onderzoeksprogramma gestart met de ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste, ruimschoots van tevoren voorspelde momenten (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer) stilgezet kunnen worden. Er zijn momenteel geen resultaten beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een



basisalternatief zou kunnen betekenen. Bovendien kleven aan diverse maatregelen, zoals verlichting, weer andere nadelen zoals het risico op aantrekking.

Verschillende onderzoeken leveren geen eenduidige conclusie over welk type **turbineverlichting** het best gebruikt kan worden om het aantal aanvaringen met windturbines te verminderen. Uit een experimenteel onderzoek op de Noordzee bleek dat continue (niet-knipperend) rood licht minder nachtelijke trekvogels aantrekt dan continu groen, blauw en wit licht. Ook bleek dat knipperend licht (1s aan, 1s uit) minder vogels aantrekt dan continu licht (Rebke *et al.* 2019). Wel heeft onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek)vogels aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie *et al.* 2009). Daarentegen bleek dat blauw licht nauwelijks verstrend werkt op trekvogels, evenals groen licht; 80% van de vogels vliegt ongestoord verder (Poot *et al.* 2008, Van der Laar 2007). In tegenstelling tot blauw licht is groen licht ook geschikt voor werkomstandigheden en ook voor een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het, in tegenstelling tot de situatie op een gasplatform op zee, alleen om navigatieverlichting en niet (ook) om werkverlichting. Omdat werkverlichting veel sterker is dan navigatieverlichting valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt. Er dient bovendien te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-richtlijnen (IALA 2008) en wensen van het bevoegd gezag. De grootste winst is te behalen door de verlichting op de turbines juist tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker niet gunstig om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Verlichting op (grote) werkschepen kan een probleem zijn als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl de windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Onderzoek wordt gedaan naar **stilstandvoorzieningen** op land tijdens piekmomenten van vogelactiviteit. Op momenten dat veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen (een zogeheten 'reactieve stilstandvoorziening'). Deze techniek wordt in enkele bestaande vergunningen al voorgeschreven, maar staat nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog voornamelijk in testprojecten toegepast. Daarnaast wordt er momenteel binnen het Wozep onderzoeksprogramma gewerkt aan een vogeltrekvoorspelmodel dat als input moet dienen voor een proactieve stilstandvoorziening, waarbij turbines voorafgaand aan voorspelde piekmomenten van vogelactiviteit uitgeschakeld kunnen worden. Door Krijgsveld *et al.* (2015) is een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven de Noordzee en is een inschatting gedaan welk mitigerend effect een goedwerkende stilstand voorziening zou kunnen hebben. Uit deze analyse bleek dat trekpieken op rotorhoogte tijdens relatief weinig nachten per jaar voorkomen (gem. 10 nachten per jaar waarop meer dan 1,5% van de jaarlijkse flux doortrekt). Tijdens deze tien nachten komen gemiddeld 7 vogels per turbine per jaar in aanraking met turbines. Daarnaast hebben Krijgsveld *et al.* (2015) bepaald dat het gericht uitzetten van turbines tijdens trekpieken op 1,3% van de tijd (alle uren met meer dan 250 doortrekkende vogels per km per uur ~ een totaal van 109 uur per jaar) een 11% reductie in het totaal aantal aanvaringslactoffers kan opleveren. Verder kan het Wozep



voorspelmodel mogelijk niet alleen een temporele differentiatie maar ook een ruimtelijke differentiatie in het voorkomen van pieknachten in de vogeltrek bieden. De eerste resultaten van dit onderzoek laten namelijk zien dat de herkomst van trekvogels boven de Noordzee afhankelijk is van windrichting en tijd van het jaar (Bradarić *et al.* 2020). Zodoende zouden bij bepaalde omstandigheden windparken gericht stilgezet kunnen worden waar de trekpieken verwacht worden.

Het positieve effect van stilstaande turbines kan ook bereikt worden door slim **plannen van onderhoudswerkzaamheden**. Naast reparatiewerkzaamheden moeten de turbines jaarlijks onderhouden worden wat vooraf ingepland kan worden. Door dit in de vroege zomer in te plannen, wanneer de weersomstandigheden voor onderhoud gunstig zijn en relatief weinig opbrengstverlies is door lage windsnelheden, kunnen tegelijkertijd de hoge aantallen aanvaringslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen verminderd worden.

Samenvattend zijn er diverse mogelijkheden om effecten van windturbine(parken) op vogels te beperken, met name in het geval van het beperken van aantallen aanvaringslachtoffers (aantallen en grootte van turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Van grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen (zowel lokale vogels (broedend en niet-broedend) als vogels op seizoenstrek) is de grootte en snelheid van de rotoren. Grotere, en daarmee minder, turbines, veroorzaken in totaal minder slachtoffers. Aanpassingen aan de werkingstijd van turbines ('temporary shutdown') in combinatie met een detectiesysteem van verhoogde vogelactiviteit op rotorhoogte ('early-warning stopping mechanism') bieden mogelijk ook kansen voor mitigatie van aanvaringseffecten tijdens piekmomenten van trek (Krijgsveld *et al.* 2015, May *et al.* 2015). Een voorbeeld hiervan is de recente ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste momenten, die ruimschoots van tevoren worden voorspeld (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer), stilgezet kunnen worden.

Verder zijn er diverse maatregelen mogelijk om de detectiekans te vergroten, maar deze zijn soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May *et al.* 2015). Hierbij kan worden gedacht aan verschillende typen stimuli die een reactie teweeg kunnen brengen bij vogels. De frequentie en intensiteit moeten echter dermate onderscheidend zijn dat geen gewenning optreedt. De grootste kans op succes van deze maatregelen heeft het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen.

Vleermuizen

De beste methode om het aantal aanvaringslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn (Smallwood & Bell 2020). Het is aangetoond dat het verlagen van de draaisnelheid tot 1 - 2 rpm bij windsnelheden beneden de 5 m/s de vleermuissterfte met 44 - 93% kan verminderen (Baerwald *et al.* 2009). In offshore windparken is de effectiviteit naar verwachting wat lager dan op land omdat vleermuizen gemiddeld genomen bij iets hogere windsnelheid aanwezig zijn.



Aanvankelijk werd voor de windparken op zee de volgende stilstandvoorziening voor vleermuizen voorgeschreven (<http://wetten.overheid.nl/BWBR0037802/2017-11-08>):

“... Daarom is gekozen voor een maatregel waar de cut-in windspeed van de turbines wordt verhoogd naar 5,0 m/s op ashoogte gedurende de periode van 15 augustus tot en met 30 september tussen 1 uur na zonsondergang tot 2 uur voor zonsopkomst. Beneden deze windsnelheid moet het aantal rotaties per minuut per windturbine tot minder dan 1 worden gebracht.”

Boonman (2018) liet zien dat deze stilstandvoorziening niet optimaal is omdat een belangrijk deel van de vleermuisactiviteit bij windsnelheden boven de 5 m/s plaatsvindt (uitgaande van windsnelheid op gondelhoogte). Voor de offshore windparken is een stilstandvoorziening berekend op basis van de gemeten vleermuisactiviteit in windparken dichtbij de kust (PAWP, OWEZ, LUD), weergegevens en draaisnelheid van rotorbladen (Boonman 2018). In deze stilstandvoorziening wordt bijvoorbeeld rekening gehouden met het gegeven dat de kans op vleermuisactiviteit gedurende de najaarstrek veel hoger is bij oostenwind dan bij westenwind. Een hogere startwindsnelheid dan 5 m/s is daarom voorgesteld bij wind uit oostelijke richting wanneer de temperatuur boven de 11 graden ligt. De optimale stilstandvoorziening is uiteengezet door Boonman (2018). Deze stilstandvoorziening verlaagt de kans op slachtoffers met naar schatting 40% zonder dat dit tot extra energieverlies zal leiden ten opzichte van de ‘oude’ stilstandvoorziening.

Omdat de vleermuisactiviteit verder op zee naar verwachting afwijkt van de locaties dichtbij de kust heeft RWS Zee en Delta besloten om voor IJmuiden Ver een nieuwe stilstandvoorziening te bepalen. Deze stilstandvoorziening zal gebaseerd worden op metingen van de vleermuisactiviteit ver op zee (o.a. platforms K13, P6, P9, P11). Uitgangspunt is vooralsnog dat deze stilstandvoorziening dezelfde reductie van het aantal slachtoffers teweeg zal brengen (40%). De stilstandvoorziening zal naar verwachting eind 2022 beschikbaar komen.

10.1.3 Verwijderingsfase

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringgevoelige soorten zeevogels hoog zijn, dus in najaar, winter en vroege voorjaar. Daarnaast kan wellicht een methode van slopen gevonden worden die relatief weinig geluid produceert of waarmee snel de klus geklaard kan worden. Tevens is het van belang om net als tijdens de aanlegfase het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting toe te passen en van een ‘vogelvriendelijke’ kleur (zie §10.1.2).



10.2 Vissen en benthos

10.2.1 Constructiefase

Onderwatergeluidreductie

Een mogelijkheid om de impact van onderwatergeluid te reduceren is het invoeren van een zogenaamde *soft start* procedure. Hierbij wordt tijdens het heien in eerste instantie rustig gestart met een lage heien-energie en -frequentie, bijvoorbeeld op 20% van het heivermogen. Dit vermogen kan gedurende de werkzaamheden stapsgewijs worden opgevoerd (Heinis 2018, GoBe Consultants 2019). Deze procedure geeft mobiele soorten waaronder vissen de kans om zich van de geluidsbron af te verplaatsen. Het inzetten van Acoustic Deterrent Devices (ADD) wordt vooralsnog alleen gebruikt om zeezoogdieren op afstand te houden van bijvoorbeeld visnetten en constructiewerkzaamheden.

Een methode om onderwatergeluid tijdens het heien te reduceren kan bereikt worden door de inzet van geluiddempende systemen. Het inzetten van een bubbelgordijn is al een beproefde methode in de offshore windenergie, die onder andere al werd ingezet bij de aanleg van Borssele Alpha (Wilbers 2018). Het bubbelgordijn vormt een geluidsisolatie doordat de bubbels de snelheid en intensiteit van het geluid verminderen. Hierbij worden een of twee bubbelslangen op de bodem rondom de heilocatie geplaatst. Vanaf een schip wordt er vervolgens lucht door middel van compressoren door de geperforeerde slangen geblazen waardoor er een gordijn aan bubbels om de heilocatie ontstaat (figuur 10.1).

Het concept van 'vibro piling' om monopile-funderingen in de zeebodem te drijven, is in potentie een opkomende mogelijkheid om het installeren van windturbines milieuvriendelijker te maken dan conventioneel heien. Het is al gebruikt in de offshore olie- en gasindustrie en bij 1-2 projecten in de offshore windindustrie, zoals het Kaskasi offshore windpark in Duitsland. Het idee hierachter is dat de monopiles door trillingen in het sediment gebracht worden in plaats van heien. Dit kan in vele gevallen echter maar tot een bepaalde diepte, het laatste gedeelte moet alsnog geheid worden, en dit is het gedeelte van het heien dat het meeste geluid produceert. Bovendien kunnen vissen ook negatief beïnvloed worden door de trillingen. Mogelijk wegen de voordelen van vibro piling voor vissen zwaarder dan de nadelen, maar dit moet nog nader onderzocht worden.



Figuur 10.1 Illustratie van een dubbel bubbeltordijn rondom een windturbine. Bron: Tennet.

Sabellaria-banken

Een effect van de constructie van het windpark op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-banken in het plangebied is niet op voorhand uit te sluiten. Een passende maatregel om dit mogelijke effect te mitigeren is het vooraf uitvoeren van een monitoring op de exacte locaties waar de windturbines geplaatst gaan worden en kabels worden gelegd. Met behulp van bijvoorbeeld een ROV of Multibeam sonar kan een bodemkartering uitgevoerd worden om in beeld te brengen of er *Sabellaria*-banken aanwezig zijn op deze specifieke locaties (figuur 10.2). Hierbij kan prioriteit worden gegeven aan locaties die in de diepere delen tussen de zandribbels liggen omdat op dergelijke locaties ook de drie *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank zijn aangetroffen. Wanneer *Sabellaria*-banken ook daadwerkelijk aanwezig zijn kan overwogen worden de turbinelocatie enkele meters te verplaatsen of de *Sabellaria*-bank te verplaatsen. Franzitta *et al.* (2022) hebben al een succesvolle kleinschalige transplantatie van *Sabellaria* uitgevoerd.



Figuur 10.2 ROV opnames van een *Sabellaria*-bank op de Bruine Bank. Bron: Oceana.



10.2.2 Verwijderingsfase

Op de windturbinepalen en erosiebescherming zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap ontwikkelen die uit een hoog aantal benthos- en vissoorten bestaat. Deze gemeenschap gaat (deels) verloren indien de windturbinepalen en erosiebescherming worden verwijderd. Voor het verwijderen van de windturbinepalen zullen waarschijnlijk geen alternatieven bestaan. Voor de erosiebescherming kunnen mogelijk wel alternatieve materialen worden gebruikt die voldoende sterk zijn voor een beschermende functie tijdens de operationele fase van het windpark maar op termijn op natuurlijke wijze afbreken. Er zijn bijvoorbeeld recent innovaties ontwikkeld in biologische afbreekbare betonstructuren. Mits vergund kunnen dergelijke materialen na de operationele fase worden achtergelaten en een langdurige functie hebben voor de aanwezige benthos- en visgemeenschap. De afbraak en integratie van het materiaal zal geleidelijk gaan waardoor de aanwezige gemeenschap zich kan aanpassen of kan herstellen (bijv. meegroeiende schelpdierbanken).



11 Cumulatieve effecten

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark. In dit hoofdstuk worden deze cumulatieve effecten besproken.

In het verleden werd op basis van het werkdocument 'Wat telt mee voor Cumulatie' (Bugter *et al.* 2007) een inventarisatie gemaakt van de relevante activiteiten op de Noordzee die volgens de handreiking in ieder geval in de beoordeling van cumulatieve effecten op beschermde natuurwaarden moesten worden meegenomen. Hieronder vielen bijvoorbeeld bestaande windparken, vergunde windparken, aanleg van de Tweede Maasvlakte, mosselzaadvanginstallaties, mijnbouw op zee (olie- en gaswinning, CO₂-opslag), kabels en pijpleidingen, zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, militaire activiteiten en oefeningen en munitiestortgebieden, scheepvaart (recreatievaart, bestemmingsverkeer, ankergebieden, clearways, scheepvaartroutes), beroeps- en sportvisserij, luchtverkeer inclusief helikopteroperaties, telecommunicatie en recreatie en toerisme op zee. Uitdrukkelijk maken ontwikkelingen op land geen deel uit van de bepaling van cumulatieve effecten in geval van infrastructurele ingrepen op de Noordzee.

Een flink aantal van bovenstaande activiteiten is niet MER-plichtig en effecten zijn niet gekwantificeerd. Van een aantal van deze activiteiten is van tevoren echter al vast te stellen dat de effecten te verwaarlozen zijn als het gaat om cumulatie met windparken op zee. Door uiteenlopende oorzaken (vermijding door zichtbaarheid, klein ruimtebeslag) zijn effecten op vogels en vleermuizen door aanvaringen en barrièrewerking voor de meeste bovenstaande activiteiten uit te sluiten, uitgezonderd voor de bestaande, vergunde en geplande windparken. Daarnaast zorgen enkele activiteiten voor verstoring van vogels, maar in de meeste gevallen is deze verstoring tijdelijk van aard en is het habitatverlies verwaarloosbaar. Intensieve scheepvaart langs vaste routes zorgt wel voor habitatverlies van relevante mate van bepaalde gebieden.

In het KEC 1 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2014, Van der Wal *et al.* 2015) dat later geactualiseerd werd naar het KEC 3 (Rijkswaterstaat 2019), met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen



turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringsgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringsdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 80 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 1.0 gebruikt (Rijkswaterstaat 2015), met actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek *et al.* 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek *et al.* 2022b). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

11.1 Vogels

De geschatte aantallen slachtoffers zoals vermeld in hoofdstuk 9 zijn vergeleken met de eerdere schattingen binnen KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b).

Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat binnen KEC 4.0 alle vier de kavels voor IJmuiden Ver samengenomen zijn, terwijl voorliggend rapport enkel Kavel I en II behandelt. Bovendien zijn binnen KEC 4.0 soorten gegroepeerd als 'gevoelig voor aanvaringen' en/of 'gevoelig voor habitatverlies', op basis waarvan de grootste effecten verwacht worden. Het doel van voorliggende berekeningen was om voor elke soort een schatting van het totaaleffect van kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver weer te geven en daarom zijn voor alle soorten de aantallen slachtoffers als gevolg van beide oorzaken gezamenlijk doorgerekend.

11.1.1 Zeevogelsoorten

Tabel 11.1 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers binnen onze doorrekening voor Kavel I en II zich verhoudt tot de schattingen voor Kavels I t/m IV binnen KEC 4.0.

Hieruit blijkt dat voor **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw** en **noordse stormvogel** het geschatte aantal slachtoffers voor Kavel I en II (voor minimaal 1 alternatief) hoger is dan de gebruikte indicatieve schatting binnen KEC 4.0 voor Kavels I t/m IV. In



geval van noordse stormvogel gaat het om een relatief laag aantal slachtoffers, wat bij een afwijking van enkele slachtoffers resulteert in een groot relatief (procentueel) verschil. Voor de andere soorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II rond de 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV, of lager.

Binnen KEC 4.0 zijn de geschatte effecten op populatieniveau getoetst met behulp van de ALI-drempelwaarde (Potiek *et al.* 2022a, b). Hierbij werd de drempelwaarde overschreden voor zowel het nationale scenario tot 2030 als het internationale scenario voor **jan-van-gent** en **zilverbreeuw**.

Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidig geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen. Vervolgens zijn er populatiemodellen gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en voor soorten waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten: **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw**, **noordse stormvogel**, **jan-van-gent** en **zilverbreeuw**. Bovendien blijkt uit de Soortenbijlage van het MER dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidig geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen. Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0 standhouden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden.

Voor de populatiemodellen is het nodig om de populatiegrootte te definiëren. Dit kan gedaan worden aan de hand van dichtheidskaarten. Binnen KEC 4.0 zijn twee verschillende dichtheidskaarten gebruikt. De dichtheden binnen het NCP zijn bepaald op basis van MWTL-data, maar voor een kortere periode. De dichtheden buiten het NCP zijn daarentegen gebaseerd op ESAS-tellingen. Voor dit project zijn de gebruikte populatiegroottes gelijk gehouden aan het KEC 4.0.

Voor **jan-van-gent** en **zilverbreeuw** zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de **jan-van-gent** een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn. Voor **zilverbreeuw** betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart. Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment. Deze nieuwe dichtheidskaart is alleen het NCP ontwikkeld, terwijl voor de cumulatieve impact assessment ook internationale windparken meegenomen moeten worden. Daarom zijn de slachtoffergetallen van Nederlandse windparken gebaseerd op de geüpdatet dichtheidskaart en voor de internationale windparken op de slachtofferaantallen uit het KEC 4.0.



Tabel 11.1 *Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden.*

soort	huidige doorrekening kavel I + II						KEC 4.0 doorrekening IJmuiden Ver kavel I t/m IV			verhouding huidige doorrekening versus KEC 4.0	
	alternatief 1			alternatief 2			aanvaringen	habitatverlies	totaal	alternatief 1	alternatief 2
	aanvaringen	habitatverlies	totaal	aanvaringen	habitatverlies	totaal					
jan-van-gent	110	5	115	82	5	87	219	6	225	51%	39%
kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

11.1.2 Populatiemodellen

In deze paragraaf worden voor elke genoemde soort in tabelvorm de belangrijkste resultaten weergegeven voor zowel alternatief 1 als alternatief 2. Hierin staan de (fractie) additionele sterfte en de populatiegroeisnelheid voor elk scenario weergegeven (null scenario = zonder windparken; Basic_2030 = Nederlandse windparkontwikkeling volgens Routekaart 2030; Internationaal = internationale windparken in de zuidelijke Noordzee naar verwachting operationeel in 2027, het jaar dat IJmuiden Ver in bedrijf genomen zou worden). Daarnaast wordt voor elk scenario aangegeven of de ALI-drempelwaarde wordt overschreden. Hierbij worden de eerder door LNV vastgestelde voorlopige normen getoetst. Voor elke soort is een maximale populatie-afname vastgesteld. Binnen deze aanpak wordt getoetst of de kans op een dergelijke populatie-afname als gevolg van de impact een bepaalde soortspecifieke kans overschrijdt. In de tabellen wordt dit weergegeven in de kolommen 'causaliteitskans' (kans op overschrijding a.g.v. impact) en 'ALI-overschrijding' (TRUE voor overschrijding, FALSE voor geen overschrijding).

Wanneer sprake is van overschrijding van de drempelwaarde, rapporteren we een figuur met de verdeling van populatie groeisnelheden. Hierin wordt weergegeven hoeveel de verdeling van populatiegroeisnelheden maximaal mag verschuiven voordat de ALI-



drempelwaarde wordt overschreden. Daarnaast worden de daadwerkelijke verschuivingen per scenario weergegeven. Dit geeft een indruk van hoe groot de overschrijding is.

Kleine mantelmeeuw

Tabel 11.2 Resultaten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

scenario	oorzaak additionele sterfte	cumulatief aantal slachtoffers	max. aanwezigheid	fractie sterfte	populatie groeisnelheid	causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.983	0	
Basic_2030	Aanvaringen	98	20553	0.005	0.978	0.176	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	7	20553	0.000	0.983	0.021	FALSE
Basic_2030	Totaal	104	20553	0.005	0.978	0.172	FALSE
International	Aanvaringen	363	75351	0.005	0.978	0.173	FALSE
International	Habitatverlies*	6	75351	0.000	0.983	0.012	FALSE
International	Totaal	369	75351	0.005	0.978	0.171	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.983	0	
Basic_2030	Aanvaringen	97	20553	0.005	0.978	0.169	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	7	20553	0.000	0.983	0.021	FALSE
Basic_2030	Totaal	103	20553	0.005	0.978	0.174	FALSE
International	Aanvaringen	362	75351	0.005	0.978	0.17	FALSE
International	Habitatverlies*	6	75351	0.000	0.983	0.009	FALSE
International	Totaal	368	75351	0.005	0.978	0.17	FALSE



Drieteenmeeuw

Tabel 11.3 Resultaten populatiemodel voor drieteenmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.951	0	
Basic_2030	Aanvaringen	174	78922	0.002	0.949	0.037	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	18	78922	0.000	0.951	0.001	FALSE
Basic_2030	Totaal	191	78922	0.002	0.948	0.046	FALSE
International	Aanvaringen	920	444164	0.002	0.949	0.033	FALSE
International	Habitatverlies*	17	444164	0.000	0.951	0	FALSE
International	Totaal	936	444164	0.002	0.949	0.037	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.952	0	
Basic_2030	Aanvaringen	167	78922	0.002	0.949	0.045	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	18	78922	0.000	0.951	0.004	FALSE
Basic_2030	Totaal	184	78922	0.002	0.949	0.046	FALSE
International	Aanvaringen	913	444164	0.002	0.949	0.043	FALSE
International	Habitatverlies*	17	444164	0.000	0.951	0.009	FALSE
International	Totaal	929	444164	0.002	0.949	0.04	FALSE



Noordse stormvogel

Tabel 11.4 Resultaten populatiemodel voor noordse stormvogel voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor habitatverlies. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van aanvaringen beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van aanvaringen alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				1.003	0	
Basic_2030	Aanvaringen*	1	50376	0.000	1.003	0	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies	24	50376	0.000	1.002	0.016	FALSE
Basic_2030	Totaal	24	50376	0.000	1.003	0.004	FALSE
International	Aanvaringen*	1	368439	0.000	1.003	0.003	FALSE
International	Habitatverlies	183	368439	0.000	1.003	0.013	FALSE
International	Totaal	184	368439	0.000	1.003	0.01	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				1.003	0	
Basic_2030	Aanvaringen*	1	50376	0.000	1.004	0	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies	24	50376	0.000	1.003	0.008	FALSE
Basic_2030	Totaal	24	50376	0.000	1.003	0.009	FALSE
International	Aanvaringen*	1	368439	0.000	1.003	0.002	FALSE
International	Habitatverlies	183	368439	0.000	1.003	0.008	FALSE
International	Totaal	183	368439	0.000	1.003	0.008	FALSE



Jan-van-gent

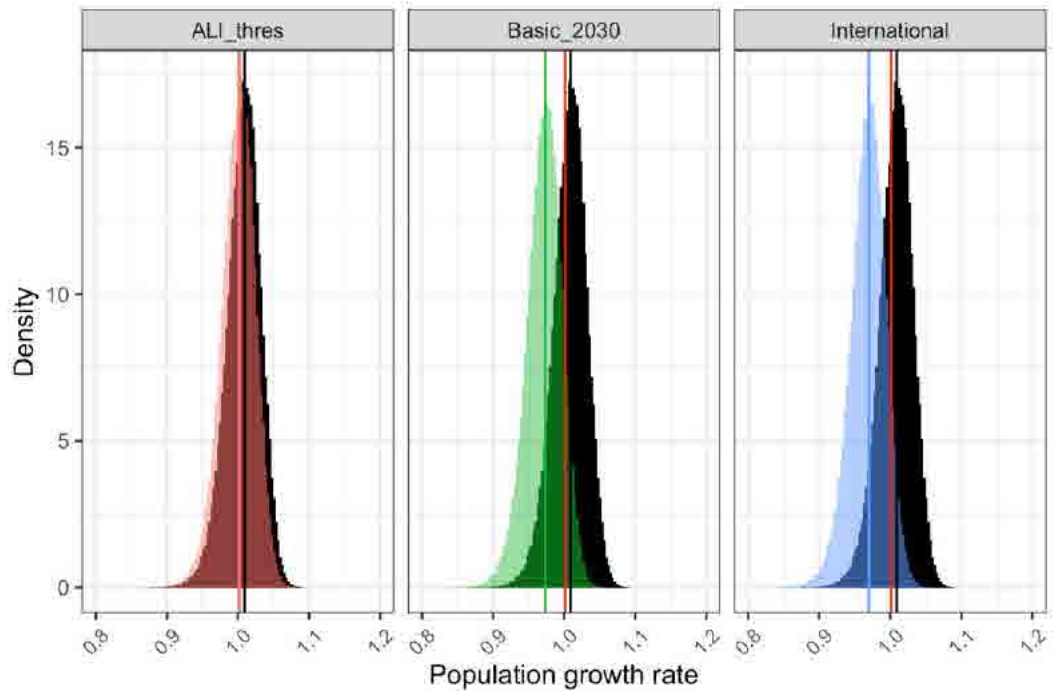
Tabel 11.5 Resultaten populatiemodel voor Jan-van-gent voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. Deze soort is binnen het KEC aangewezen als zowel 'gevoelig voor aanvaringen' als 'gevoelig voor habitatverlies'. Voor deze soort zijn daarom zowel de berekeningen van aanvaringen als habitatverlies in cumulatie met andere relevante windparken.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	1014	31859	0.031	0.975	0.572	TRUE
Basic_2030	Habitatverlies	41	31859	0.001	1.008	0.059	FALSE
Basic_2030	Totaal	1054	31859	0.033	0.973	0.578	TRUE
International	Aanvaringen	5629	162868	0.034	0.972	0.585	TRUE
International	Habitatverlies	254	162868	0.002	1.007	0.072	FALSE
International	Totaal	5883	162868	0.036	0.97	0.59	TRUE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	958	31859	0.030	0.976	0.568	TRUE
Basic_2030	Habitatverlies	41	31859	0.001	1.008	0.057	FALSE
Basic_2030	Totaal	998	31859	0.031	0.975	0.574	TRUE
International	Aanvaringen	5573	162868	0.034	0.972	0.588	TRUE
International	Habitatverlies	254	162868	0.002	1.007	0.063	FALSE
International	Totaal	5827	162868	0.035	0.97	0.592	TRUE



Figuur 11.1 Verdelingen uitkomsten scenario's met totaal aantal slachtoffers voor jan-van-gent in vergelijking met de drempelwaarde voor alternatief 1. De zwarte verdelingen geven het null scenario (zonder impact). De linker figuur geeft aan hoe ver de verdeling van populatiegroeisnelheid maximaal mag verschuiven volgens de ALI-drempelwaarde. De middelste en rechter figuur geven de gemodelleerde verschuiving op basis van het totaal aantal geschatte slachtoffers voor het nationale scenario (Basic_2030, groen) en het internationale scenario (International, blauw). De figuur voor alternatief 2 is vrijwel gelijk maar omdat voor alternatief 1 het totaal aantal slachtoffers iets hoger ligt, wordt alleen alternatief 1 weergegeven.



Zilvermeeuw

Tabel 11.6 Resultaten populatiemodel voor zilvermeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.95	0	
Basic_2030	Aanvaringen	121	19487	0.006	0.948	0.078	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	4	19487	0.000	0.95	0.005	FALSE
Basic_2030	Totaal	124	19487	0.006	0.947	0.079	FALSE
International	Aanvaringen	448	124965	0.004	0.949	0.049	FALSE
International	Habitatverlies*	5	124965	0.000	0.95	0	FALSE
International	Totaal	452	124965	0.004	0.949	0.048	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.951	0	
Basic_2030	Aanvaringen	117	19487	0.006	0.947	0.084	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	4	19487	0.000	0.95	0.011	FALSE
Basic_2030	Totaal	120	19487	0.006	0.947	0.085	FALSE
International	Aanvaringen	444	124965	0.004	0.949	0.051	FALSE
International	Habitatverlies*	5	124965	0.000	0.95	0.004	FALSE
International	Totaal	448	124965	0.004	0.949	0.047	FALSE



Dwergmeeuw

Tabel 11.6 Resultaten populatiemodel voor dwergmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	65	57833	0.001	1.008	0.019	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	9	57833	0.000	1.008	0.011	FALSE
Basic_2030	Totaal	74	57833	0.001	1.007	0.031	FALSE
International	Aanvaringen	120	55817	0.002	1.007	0.049	FALSE
International	Habitatverlies*	7	55817	0.000	1.008	0.007	FALSE
International	Totaal	127	55817	0.002	1.006	0.058	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.008	0	
Basic_2030	Aanvaringen	63	57833	0.001	1.007	0.015	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	9	57833	0.000	1.008	0	FALSE
Basic_2030	Totaal	72	57833	0.001	1.007	0.03	FALSE
International	Aanvaringen	118	55817	0.002	1.007	0.043	FALSE
International	Habitatverlies*	7	55817	0.000	1.008	0	FALSE
International	Totaal	125	55817	0.002	1.006	0.051	FALSE



Grote mantelmeeuw

Tabel 11.7 Resultaten populatiemodel voor grote mantelmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.948	0	
Basic_2030	Aanvaringen	364	16264	0.022	0.929	0.364	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	3	16264	0.000	0.948	0.005	FALSE
Basic_2030	Totaal	367	16264	0.022	0.929	0.365	FALSE
International	Aanvaringen	1605	92417	0.017	0.933	0.307	FALSE
International	Habitatverlies*	3	92417	0.000	0.948	0.000	FALSE
International	Totaal	1608	92417	0.017	0.933	0.305	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.948	0	
Basic_2030	Aanvaringen	353	16264	0.022	0.929	0.356	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	3	16264	0.000	0.948	0.014	FALSE
Basic_2030	Totaal	356	16264	0.022	0.929	0.362	FALSE
International	Aanvaringen	1595	92417	0.017	0.933	0.306	FALSE
International	Habitatverlies*	3	92417	0.000	0.948	0.001	FALSE
International	Totaal	1598	92417	0.017	0.933	0.306	FALSE



Conclusies cumulatieve impact vogels

Onder de aanname dat voor Kavel III en Kavel IV het aantal slachtoffers vergelijkbaar is met die van Kavels I en II, wordt het aantal geschatte slachtoffers voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw en noordse stormvogel hoger dan de eerdere schatting binnen KEC 4.0. Voor deze soorten zijn daarom de cumulatieve effecten opnieuw op populatieniveau doorgerekend, waarbij de eerdere schattingen voor IJmuiden Ver zijn vervangen door de nieuwe schattingen. Daarnaast zijn de berekeningen voor jan-van-gent en zilvermeeuw opnieuw gedaan, aangezien voor deze soorten de drempelwaarde werd overschreden binnen KEC 4.0. Verder zijn de effecten voor grote mantelmeeuw doorgerekend, aangezien voor deze soort de 1% norm werd overschreden.

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor jan-van-gent wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven wel overschreden, net zoals binnen KEC 4.0. Voor zilvermeeuw wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Dit kan deels komen door het lagere aantal slachtoffers, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden, met uitzondering van de jan-van-gent.

11.1.3 Trekvogels

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR)



van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek *et al.* 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

11.1.4 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken (zie §6.1.2). Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

In een cumulatiestudie hoeft alleen rekening te worden gehouden met projecten waarvoor een vergunning in het kader van de Wnb is afgegeven en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd². Daarnaast hoeft ook alleen gecumuleerd te worden met projecten die eenzelfde 'type' effect sorteren op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen waar het te toetsen project ook een effect op heeft (Heijligers 2014). Op basis van de gemiddeld maximale foerageer afstand kunnen kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee naast windenergiegebied IJmuiden Ver ook slachtoffer worden in Britse, Duitse en andere Nederlandse windparken. In onze cumulatieve berekening hebben we van deze windparken de gegunde maar nog niet operationele windparken (cf. KEC 4.0) meegenomen. Verder zijn ook windparken meegenomen die al gerealiseerd zijn na 2018 (in het geval van Duinen en Lage Land Texel en Waddenzee) of na 2020 (in het geval van Duinen Vlieland). Dit zijn de laatste jaargetallen dat broedgegevens van kleine mantelmeeuwen uit de betreffende kolonies beschikbaar waren voor voorliggende beoordeling (cf. Raad van State uitspraak 201304768/1/R2¹³). Zie een overzicht van alle windparken geselecteerd voor de cumulatieve beoordeling in tabel 11.7.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022b). Zodoende kan, zoals beschreven in §5.1, het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en

² Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2

³ Paragraaf 38.2. met verwijzing naar rechtsoverweging 10.2 van de uitspraak van 30 oktober 2013 met zaak nrs. 201203812/1/R2 en 201203820/1/R2,



habitatverlies berekend worden voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (tabel 6.3).

Tabel 11.7 Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies. Voor de slachtofferaantallen van Ijmuiden Ver Kavel I en II en de berekening van additionele sterfte, zie §8.2.2. De slachtofferaantallen van de overige windparken zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.

	Duinen en L. L. Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub - THREE	1	-	0
EnBW He Dreih	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Totaalaantal	6	1	3
Ijmuiden Ver I - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,48%	0,15%	0,08%
Ijmuiden Ver I - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,48%	0,15%	0,08%
Ijmuiden Ver II - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%
Ijmuiden Ver II - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%

Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel betreft voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II 7 slachtoffers. Deze aantallen komen neer op een additionele sterfte van respectievelijk 0,48% en 0,47% van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel I en II. Daarnaast betreft het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen Vlieland voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II respectievelijk 1 slachtoffer, wat op een additionele sterfte van



respectievelijk 0,15% en 0,14% van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel I en II betekent. Tot slot vallen onder kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Waddenzee voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II respectievelijk 3 slachtoffers, wat in alle gevallen leidt tot een additionele sterfte van 0,08% van de natuurlijke sterfte. Dit houdt in dat de effecten in alle gevallen minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de soort bedragen en volgens het ORNIS-criterium is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor dus ook geen aantasting van de staat van instandhouding van de soort. Op basis hiervan concluderen we dat significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee met zekerheid zijn uit te sluiten.

11.1.5 Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

In voorgaande hoofdstukken is geconcludeerd dat in windenergiegebied IJmuiden Ver onder niet-broedvogels slachtoffers zullen vallen. Significante negatieve effecten als gevolg van habitatverlies zijn uitgesloten. Dit is ook ondersteund door de cumulatieve effectbepalingen van habitatverlies die zijn uitgevoerd door Soudijn *et al.* (2022) in KEC 4.0. Significante negatieve effecten als gevolg van aanvaringen konden niet uitgesloten worden (zie § 8.2.3).

Wanneer de effecten als gevolg van aanvaringen door alle geplande windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee tot 2030 in cumulatie bekeken worden, dan zijn voor de meeste soorten geen significant negatieve effecten berekend op de Noordzee populatie (zie § 11.1.2). Voor jan-van-gent is in cumulatie de ALI wel overschreden, al in de referentiesituatie van de Routekaart 2030 windparken. Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel. Voor de jan-van-gent wordt de ALI drempelwaarde *wel* overschreden en zijn significante negatieve effecten op soortniveau niet uitgesloten. Volgens de gehanteerde aannames over de nomadische levenswijze van deze soort zijn lokale effecten in Natura 2000-gebieden daarom ook niet uitgesloten.

Omdat significante negatieve effecten op soortniveau voor de jan-van-gent niet uitgesloten zijn, zal de bovengenoemde rederatie gelden voor alle andere Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee die aangewezen zijn voor deze soorten als niet-broedvogel. Deze Natura 2000-gebieden zijn de Bruine Bank, Seevogelschutzgebiet Helgoland, SPA Östliche Deutsche Bucht en Sydligte Nordsø voor de jan-van-gent.

11.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan



deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn, is niet goed bekend. De ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gemaakt in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de Potential Biological Removal (PBR) van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Dit is een methode waarmee een inschatting gemaakt kan worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden. Deze PBR-waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot een PBR-waarde van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden (Rijkswaterstaat 2015).

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populatie, nemen we bestaande of vergunde windparken mee in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2022 zou het aantal turbines in de zuidelijke Noordzee t/m IJmuiden Ver in 2027 op 7.169 uitkomen (cf. Potiek *et al.* 2022b). Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuislachtoffer zal vallen (zie § 5.3.1), kan cumulatief ook met 7.169 vleermuislachtoffers per jaar worden gerekend. Van het totaal aantal vleermuizen in de zuidelijke Noordzee wordt het aandeel ruige dwergvleermuizen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 2,6% (Rijkswaterstaat 2015). Daarmee kunnen de jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen op 6.861 en onder rosse vleermuizen op 186 dieren worden geschat. Door toepassing van een stilstandvoorziening (hoofdstuk 10.2) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd (Boonman 2018). Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 4.109 dieren, ruim boven de PBR van 1.905 dieren, en onder rosse vleermuizen op 112 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren.

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015, Leopold *et al.* 2020). Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het *worst case*-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. Belangrijke kanttekening hierbij is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.



11.3 Vissen

De aanwezigheid van windturbines en erosiebescherming kunnen (op termijn), wanneer ze in steeds grotere getalen aanwezig zijn, veranderingen in stroming, stratificatie en primaire productie teweegbrengen (Williamson *et al* 2019, Dorrell *et al* 2021). Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark, zoals effecten door vertroebeling, veranderende hydrodynamiek en sedimentatie of stratificatie, zijn modelstudies ontwikkeld (Boon *et al.* 2018, Zijl *et al.* 2021). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee significante effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen. Benadrukt wordt echter ook dat deze modellen op dit moment uitsluitend als onderzoeksinstrumenten te beschouwen zijn. De modelresultaten zijn op dit moment niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat in de toekomst zal gebeuren en er kunnen daarom geen juridische consequenties aan deze uitkomsten verbonden worden. Derhalve zijn significante positieve of negatieve effecten vooralsnog niet uit te sluiten. Daarbij is in deze modelstudies ook al rekening gehouden met windparken die verder in de toekomst voornemens worden aangelegd en niet slechts de windparken die tot IJmuiden Ver in de ontwikkelfase zijn.

Wanneer deze (a)biotische veranderingen optreden heeft dit een doorwerking op de verspreiding van vissen die zich voeden met (dierlijk)plankton, en soorten in de trofische niveaus daarboven (zoals piscivore vissen, vogels en zeezoogdieren). Dit zou bijvoorbeeld in het geval van de zandspiering kunnen optreden, die rondom bestaande windparken in grote aantallen aanwezig kan zijn (Leewis & Klink 2017) en ook in grote getalen nabij het plangebied zijn waargenomen (hoofdstuk 7.2). Ook de verspreiding van andere pelagische vissoorten die veelvuldig in het plangebied zijn aangetroffen zoals sprot en haring kan veranderen wat een doorwerking heeft op soorten hoger in voedselketen (zoals vogels en zeezoogdieren). Dergelijke effecten moeten in toekomstig onderzoek bevestigd worden.

Omdat effecten van EMF-straling op vissoorten niet goed zijn onderzocht, kan ook niet met zekerheid worden uitgesloten dat dit uitbreidende netwerk van kabels in de Noordzee een negatief effect gaat hebben op vissen. Lopende studies moeten in de toekomst meer kennis genereren waarbij het noodzakelijk is om deze effecten grondig te monitoren.

11.4 Benthos

Naarmate meer (of grotere) windparken op zee komen resulteert dit in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinepalen, erosiebescherming en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten faciliteren of versnellen in dit deel van de Noordzee. De windparken kunnen hierbij fungeren als 'stepping stone' terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transport vector. Meer windparken en/of een hoger aantal turbines per windpark vergroot de kans op vestiging van nieuwe exoten geassocieerd met hard substraat. De vestiging van nieuwe exotische soorten kan mogelijk leiden tot economische en ecologische schade (bijv. Japanse oester).



Literatuur

- ACRB, 2013. Mogelijke morfologische effecten van het Prinses Amaliawindpark. Rapport in opdracht van Prinses Amaliawindpark. ACRB.
- Ahlén, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Pettersson, 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Ahlén, I., H.J. Baagøe & L. Bach, 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90: 1318-1323.
- Ainslie, M.A., 2010. Principles of sonar performance modeling. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Alerstam, T., M. Rosén, J. Bäckman, P.G.P. Ericson & O. Hellgren, 2007. Flight Speeds among Bird Species: Allometric and Phylogenetic Effects. *PLoS Biology* 5(8): e197. doi: 10.1371/journal.pbio.0050197.
- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A., 2017. A Framework for Regulating Underwater Noise During Pile Driving. Report by Vindval.
- Arts, F.A., 2013. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2012. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 13.28, Lelystad.
- Bach, P., L. Bach & K. Ekschmitt, 2014. "Bat activities and bat fatalities at different wind farms in North-west Germany." in XIIIth European Bat Research Symposium, Sibenik, Croatia.
- de Backer, A. & K. Hostens, 2018. Soft sediment epibenthos and fish monitoring at the Belgian offshore wind farm area: situation 6 and 7 years after construction. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.
- Band, W., 2000. Windfarm and birds: calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Scottish natural heritage Guidance Note.
- Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- Baptist, H.J.M. & P.A. Wolf, 1993. Atlas van de vogels van het Nederlands Continentaal Plat. Rapport DGW-93.013, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren & Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Middelburg, Yerseke.
- Barbut, L., B. Vastenhoud, L. Vigin, S. Degraer, F.A.M. Volckaert & G. Lacroix, 2020. The proportion of flatfish recruitment in the North Sea potentially affected by offshore windfarms. *ICES Journal of Marine Science*, 77: blz. 1227–1237.
- Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruber, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85: 381-387.
- Barton, C. & C. Pollock 2009. Study to evaluate the significance of impact of UK offshore installations on migratory birds. Cork Ecology publication, Cork, Ireland.
- Bat Conservation Trust 2017. http://www.bats.org.uk/pages/nathusius_pipistrelle_project.html.
- Bat Conservation Trust, 2010. *Nathusius pipistrelle Pipistrellus nathusii*.
- Batsleer, J., K. Bleeker, T. Brunel, R. van Hal & L. Staat, 2020. Overzicht beschikbare gegevens ten behoeve van Nederlandse beleidsdoelen voor haaien en roggen. Wageningen Marine Research rapport C114/20.



- Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr & U. Mammen, 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21: 394-400.
- Bells, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap Limburg reeks V. Maastricht.
- Bennett, V. J., & Hale, A. M. (2014). Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. *Animal Conservation*, 17(4), 354-358.
- van den Berg, A.B. & C.A.W. Bosman 2001. Zeldzame vogels van Nederland. Avifauna van Nederland 1. Dutch Birding Association.
- Bergman M., G. Duineveld, R. Daan, M. Mulder & S. Ubels, 2012. Impact of OWEZ wind farm on the local macrobenthos community macrobenthos. Final report OWEZ_R_261_T2_20121010. NoordzeeWind – Wageningen Imares.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2001. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van de Noordse stormvogel op het Nederlands Continentaal Plaat. Rapport RIKZ 2001.024. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ): Middelburg.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2002. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van Alk/Zeekoet op het Nederlands Continentaal Plaat. Rapport RIKZ 2002.039. Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. Rapport RIKZ 2003(8). Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg.
- Bijkerk 1988. Ontsnappen of begraven blijven: de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden: literatuuronderzoek. In opdracht van Rijkswaterstaat, rdd aquatic ecosystems.
- Bijlsma R.G. F. Hustings & C.J. Camphuysen 2001. Algemene en Schaarze Vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe, population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Blake, R.W. & K.H. Chan, 2006. Flight speeds of seven bird species during chick rearing. *Canadian Journal of Zoology* 84(7): 1047-1052.
- Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic elds on marine organisms. In: Offshore Wind Energy. Springer. Pp. 223-234.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & C. Plate, 2014. Broedvogels in Nederland in 2012. Sovon-rapport 2014/13. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & T. van der Meij, 2016. Broedvogels in Nederland in 2014. Sovon-rapport 2016/04. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & T. van der Meij, 2017. Broedvogels in Nederland in 2015. Sovon-rapport 2017/04. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Bogdanova, M.I., A. Butler, C. Gunn, A. Kafas, C. Rei, P. Low & F. Daunt, 2015. Foraging behaviour of large gulls and implications for offshore wind site selection. CEH report to Innovate UK.
- Bolle, L.J., de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW *et al.* 2012 Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. *PLoS ONE* 7(3): e33052.
- Bolle, L.J., E. Blom, C.A.F. de Jong, M.B. Halvorsen, R. Hoek, C.J.G van Damme, P.W. Wessels, H.V. Winter, C.M. Woodley, C. Hinrichs, T. Huijjer, M. Lohman, I. Pennock, 2014. Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. Imares Wageningen UR report number C111.14, IJmuiden, Nederland.
- Bolle, L.J., C. A. F. de Jong, S. M. Bierman, P. J. C. van Beck, P. W. Wessels, E. Blom, C. J. G. van Damme, H. V. Winter & R. P. A. Dekeling, 2016: Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 875: 91-100.
- Boon, A.R., Caires, S., Wijnant, I.L., Verzijlbergh, R., Zijl, F., Schouten, J.J., Muis, S., van Kessel, T., van Duren, L. & T. van Kooten, 2018. Assessment of system effects of large-scale implementation of offshore wind in the southern North Sea. *Deltares*.



- Boonman, M. 2018. Mitigerende maatregelen voor vleermuizen in offshore windparken. Evaluatie en verbetering van stilstandvoorziening. Rapport 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Bos, O.G. & J.E. Tamis, 2020. Evaluatie van OSPAR aanbevelingen voor bedreigde en / of achteruitgaande soorten en habitats in Nederland. Wageningen Marine Research Den Helder, rapport C006/20NL.
- Boshamer J.P.C. & J.P. Bekker, 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra* 51: 17-36.
- Bos O.G., Witbaard R., Lavaleye M., van Moorsel G., Teal L.R., van Hal R., ter Hofstede R., van Bemmelen R., Witte R.H., Geelhoed S. & Dijkman E.M., 2011. Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf. A Marine Strategy Framework Directive perspective. Report number C071/11 IMARES.
- Bos O.G., A. Gittenberger, I. de Boois, M. van Asch, J.T van der Wal, J. Cremer, B. van der Hoorn, S. Pieterse & P.A.J. Bakker, 2016. Soortenlijst Nederlandse Noordzee. Wageningen Marine Research rapport C125/16.
- Bos, O.G., J.W.P. Coolen & J.T. van der Wal, 2019. Biogene riffen in de Noordzee - Actuele en potentiële verspreiding van rifvormende schelpdieren en wormen. Wageningen Marine Research rapport C058/19.
- Bouma S. & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126.
- Bouma S. & W. Lengkeek, 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.
- Bowgen, K. & A. Cook, 2018. Bird Collision Avoidance: Empirical evidence and impact assessments. JNCC Report No: 614. JNCC, Peterborough.
- Brabant, R., Laurent, Y., Poerink, B., & Degraer, S., 2020. Activity and Behaviour of Nathusius' Pipistrelle *Pipistrellus nathusii* at Low and High Altitude in a North Sea Offshore Wind Farm. *Acta Chiropterologica* 21: 341.
- Brabant, R., Laurent, Y., Jonge Poerink, B., & Degraer, S., 2021. The Relation between Migratory Activity of Pipistrellus Bats at Sea and Weather Conditions Offers Possibilities to Reduce Offshore Wind Farm Effects. *Animals* 11: 3457.
- Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366.
- Brinkmann R., O. Behr, I. Niermann, & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Bruinzeel, L.W., J. van Belle & L. Davids m.m.v F. van de Laar 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. A&W Report 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden,
- BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Bugter, R.J.F., M.J. Boogaardt & F.H. Kistenkas 2007. Wat telt mee voor cumulatie? Werkdocument met een voorlopige handreiking voor de inventarisatie van relevante activiteiten. Alterra werkdocument, Wageningen UR.
- Busch, M., R. Buisson, Z. Barrett, S. Davies & M.M. Rehfish, 2015. Developing a habitat loss method for assessing displacement impacts from offshore wind farms. Joint Nature Conservation Committee.
- Buurma, L.S., 1987. Patronen van hoge vogeltrek boven het Noordzeegebied in oktober. *Limosa* 60: 63-74.
- Buurma L.S. & H. van Gasteren, 1989. Trekvogels en obstakels langs de Zuid-Hollandse kust. Rapport, Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Camphuysen C.J., 1991. Baltsvluchten van Noordse Sterns *Sterna paradisaea* op open zee. *Sula* 5(2): 59-61.



- Camphuysen, C.J., 1995. Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.
- Camphuysen, C.J., 2008. Het regent soms kleine alken in november. *Natura* 2: 52-54.
- Camphuysen, C.J., 2009. Het gebruik van zeetrekellingen bij de analyse van populatie schommelingen (2). Dwergmeeuwen *Larus minutus* langs de kust. *Sula* 22: 49-66.
- Camphuysen, C.J., 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ-Report 2011-05. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Camphuysen C.J., 2013. A historical ecology of two closely related gull species (Laridae): multiple adaptations to a man-made environment. Ph.D.-thesis, Univ. Groningen, Groningen.
- Camphuysen C.J. & J. van Dijk, 1983. Zee- en kustvogels langs de Nederlandse kust, 1974-79. *Limosa* special issue 56(3): 81-230.
- Camphuysen C.J. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. *Ardea* 100: 113-122.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN Research report 94/6. NIOZ Report 1994-8. Institute for Forestry and Nature Research, Netherlands Institute for Sea Research and Dutch Seabird Group, Texel.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 1996. Invasies van de Kleine Alk *Alle alle*: Voorkomen en achtergronden. *Sula* 10: 169-182.
- Camphuysen C.J & C.J.N. Winter, 1996. Arctic Terns *Sterna paradisaea* in the central northern North Sea in July: offshore staging area for failed breeders? *Seabird* 18: 20-25.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 2005. The Tricolor oil spill: characteristics of seabirds found oiled in The Netherlands. *Atlantic Seabirds* (special issue) 6: 109-128.
- Camphuysen, C.J., J. van Dijk, H. Witte & N. Spaans, 2008. De voedselkeuze van Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen en andere indicaties die aanwijzingen geven over het ruimtegebruik van deze vogelsoorten in de Noord-Hollandse kustwateren. NIOZ-Report 2008-12. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Carpenter, J.R., Merckelbach L., Callies U., Clark S., Gaslikova L., & Baschek B., 2016. Potential Impacts of Offshore Wind Farms on North Sea Stratification. *PLOS One* 11(8): e0160830.
- Casper, B.M., Popper, A.N., Matthews, F., Carlson, T.J., Halvorsen, M.B. 2012. Recovery of Barotrauma Injuries in Chinook Salmon from Exposure to Pile Driving Sound. *PLoS ONE* 7: e39593.
- Casper, B.M., M.B. Halvorsen, F. Matthews, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2013. Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped Bass. *PLoS ONE* 8: e73844.
- Casper B.M., M.E. Smith, M.B. Halvorsen, H. Sun, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2013. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 166: 352-360.
- Casper, B.M., M.B. Halvorsen, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2017. Onset of barotrauma injuries related to number of pile driving strike exposures in hybrid striped bass. *The Journal of the Acoustical Society of America* 141: 4380-4387.
- CBS, PBL & Wageningen UR, 2012. Ruimtelijke verdeling biodiversiteit in de Noordzee, 1991-2010. Indicator 2159, versie 01, d.d. 25 september 2012. <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl>. CBS, Planbureau voor de Leefomgeving en Wageningen UR, Den Haag, Bilthoven en Wageningen.
- Christianen, M.J.A., W. Lengkeek, J. H. Bergsma, J. W. P. Coolen, K. Didden, M. Dorenbosch, F.M.F. Driessen, P. Kamermans, E. Reuchlin-Hughenoltz, H. Sas, A. Smaal, K. A. van den Wijngaard & T. M. van der Have, 2018. Return of the native facilitated by the invasive? Population composition, substrate preferences and epibenthic species richness of a recently discovered shellfish reef with native European flat oysters (*Ostrea edulis*) in the North Sea. *Marine Biology Research*, 14:6, 590-597.
- Cleasby, I.R., E.D. Wakefield, S. Bearhop, T.W. Bodey, S.C. Votier & K.C. Hamer, 2015. Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshore wind farms. *Journal of Applied Ecology* 52(6): 1474-1482.



- CMACS (Centre for Marine and Coastal Studies). 2003. A Baseline Assessment of Electromagnetic Fields Generated by Offshore Windfarm Cables. Report No. COWRIE EMF-01-2002, 66. Centre for Marine and Coastal Studies, Birkenhead, UK.
- Coates, D.A., Deschutter, Y., Vincx, M. & Vanaverbeke, J., 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine Environmental Research* 95: 1-12.
- Coates, D.A., Van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M. & Vanaverbeke, J., 2015. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 3-18.
- Coates, D.A., D.-A. Kapasakali, M. Vincx & J. Vanaverbeke, 2016. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 179: 131–138.
- Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2011. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Part 1: Review. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines: Part 2: Feasibility study of systems to monitor collisions. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-215. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Collins, P.M., L.G. Halsey, J.P.Y. Arnould, P.J.A. Shaw, S. Dodd & J.A. Green, 2016. Energetic consequences of time-activity budgets for a breeding seabird. *Journal of Zoology* DOI: 10.1111/jzo.12370.
- Cook A.S.C.P., A. Johnston, L.J. Wright & N.H.K. Burton 2012. A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-02, British Trust for Ornithology and The Crown Estate, UK.
- Cook, A.S.C.P., E.M. Humphreys, F. Bennet, E.A. Masden & N.H.K. Burton, 2018. Quantifying avian avoidance of offshore wind turbines: Current evidence and key knowledge gaps. *Marine Environmental Research* 140: 278-288.
- Coolen, J.W.P., 2017. North Sea reefs: benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the southern North Sea. Doctoral dissertation, Wageningen University.
- Coolen, J.W., Bos, O.G., Glorius, S., Lengkeek, W., Cuperus, J., van der Weide, B. & Agüera, A., 2015. Reefs, sand and reef-like sand: A comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. *Journal of Sea Research* 103: 84-92.
- Coolen, J.W.P., B. Van Der Weide, J. Cuperus, M. Blomberg, G.W.N.M. Van Moorsel, M.A. Faasse, O.G. Bos, S. Degraer & H.J. Lindeboom, 2020. Benthic biodiversity on old platforms, young wind farms, and rocky reefs. *ICES Journal of Marine Science* 77(3): 1250- 1265.
- Copping, A.E., L.G. Hemery, H. Viehman, A.C. Seitz, G.J. Staines & D.J. Hasselman, 2021. Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes. *Biological Conservation*, 262: 109297.
- Corbett, W.T., 2019. The Behavioural and Physiological Effects of Pile-driving Noise on Marine Species. Master's thesis, University of Exeter.
- Corman, A.-M. & S. Garthe, 2014. What flight heights tell us about foraging and potential conflicts with wind farms: a case study in Lesser Black-backed Gulls (*Larus fuscus*). *Journal of Ornithology* 155: 1037-1043.
- Couperus, B., E. Winter, O. van Keeken, T. van Kooten, S. Tribuhl & D. Burggraaf, 2010. Use of high resolution sonar for near_turbine fish observations (DIDSON) – We@Sea 2007_002. IJmuiden, IMARES.
- Craeymeersch J.A., Witbaard R., Dijkman E., Meesters H.W.G., 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Report number C070/80 IMARES.
- Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90: 1330-1340.
- Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS* 111(42): 15126-15131.



- Daan, N., 2005. Aanzet tot een systeembeschrijving Noordzee: de visgemeenschap. RIVO rapport C012/05.
- Daan, R., Mulder M & Bergman M.J.N., 2009. Impact of windfarm OWEZ on the local macrobenthos community. Report OWEZ_R_261_T1_20091216.
- van Damme, C.J.G., R. Hoek, D. Beare, L.J. Bolle, C. Bakker, E. van Barneveld, M. Lohman, E. Os-Koomen, P. Nijssen, I. Pennock & S. Tribuhl, 2011. Shortlist Master plan Wind Monitoring fish eggs and larvae in the Southern North Sea: Final report Part A. IMARES Wageningen UR, Report number C098/11.
- Damveld, J.H., van der Reijden, K.J., Cheng, C., Koop, L., Haaksma, L. R., Walsh, C.A.J., et al. 2018. Video transects reveal that tidal sand waves affect the spatial distribution of benthic organisms and sand ripples. *Geophysical Research Letters* 45: 11837-11846.
- Danish Energy Agency. 2013. Danish offshore wind. Key environmental issues – a Follow up. The Environmental Group: The danish energy agency, the danish nature agency, DONG Energy & Vattenfall.
- De Backer, A., J. Buyse & K. Hostens, 2020. A decade of soft sediment epibenthos and fish monitoring at the Belgian offshore wind farm area. In S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes, & L. Vigin (editors), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Empirical Evidence Inspiring Priority Monitoring, Research and Management*. Series 'Memoirs on the Marine Environment', blz. 79 - 113.
- De Robertis, A., C.H. Ryer, A. Veloza & R.D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1517-1526
- Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PloS one* 9(10): e109280.
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L. & Vincx, M., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution* 208: 747-757.
- Deelder, C.L. & L. Tinbergen, 1947. Waarnemingen over de vlieghoogte van trekkende Vinken, *Fringilla coelebs* L. en Spreeuwen, *Sturnus vulgaris* L. *Ardea* 35: 45-78.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds.) (2016). *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Degraer, S., D.A. Carey, J.W.P. Coolen, Z.L. Hutchison, F. Kerckhof, B. Rumes, & J. Vanaverbeke, 2020. Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning, a synthesis. *Oceanography*, vol 33: 4.
- van Denderen, P.D., T. van Kooten & A.D. Rijnsdorp, 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280(1769): 20131883.
- van Denderen P. D. Hintzen N. T. Rijnsdorp A. D. Ruardij P. van Kooten T. 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on Benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* 17: 1216-1226.
- van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D. & Van Kooten, T., 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*: 541: 31-43.
- Derweduwen, J., Vandendriessche, S. & Hostens, K., 2016. Effects of Belgian wind farms on the epibenthos and fish of the soft sediment. *Environmental impacts of offshore wind farms in*



- the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.
- van Deurs, M., T.M. Grome, M. Kaspersen, H. Jensen, C. Stenberg, T.K. Sørensen, J. Støttrup, T. Warnar & H. Mosegaard, 2012. Short-and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. *Marine Ecology Progress Series* 458: 169-180.
- Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill, 2011. *Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noord-west Afrika*. De Fontein / Tirion Natuur, Utrecht.
- Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.
- van Dijk, T.A., van Dalfsen, J.A., Van Lancker, V., van Overmeeren, R.A., van Heteren, S. & P.J. Doornenbal, 2012. Benthic habitat variations over tidal ridges, North Sea, the Netherlands. In: *Seafloor geomorphology as benthic habitat*, pp. 241-249. Elsevier.
- Dillingham, P.W. & D. Fletcher, 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. *Biological Conservation* 141: 1783-1792.
- Dirksen, S. 2017. Review of methods and techniques for field validation of collision rates and avoidance amongst birds and bats at offshore wind turbines. Sjoerd Dirksen Ecology / Rijkswaterstaat WVL.
- Dorrell, R., C. Lloyd, B. Lincoln, T. Rippeth, J. Taylor, C. Caulfield, J. Sharples, J. Polton, B. Scannell, D. Greaves, R. Hall & J. Simpson, 2021. Anthropogenic Mixing of Seasonally Stratified Shelf Seas by Offshore Wind Farm Infrastructure. *Frontiers in Marine Science*, 9: 830927.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134: 233-266.
- Duijns, S., L.J. Niles, A. Dey, Y. Aubry, C. Friis, S. Koch, A.M. Anderson & P.A. Smith, 2017. Body condition explains migratory performance of a long-distance migrant. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1866): 20171374.
- van Duin, C.F., Jaspers C.J. & Kreft M., 2011. *Offshore Windpark Q10. Milieueffectrapport*. Grontmij, 2011.
- Dunnet, G.M. & J.C. Ollason, 1982. The feeding dispersal of fulmars *Fulmarus glacialis* in the breeding season. *Ibis* 124: 359-361.
- van Duren, L.A., 2018. *Essay: bouwen met Noordzeenatuur*. Noordzeedagen 2018, Deltares.
- van Duren, L.A., Gittenberger, A., Smaal, A.C., Koningsveld, M. van, Osinga, R., Cado van der Lelij, J.A. & de Vries, M.B., 2016. *Rijke riffen in de Noordzee: verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat*. Rapport 1221293-000, Deltares
- van Duren, L.A., F. Zijl, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin, J. van der Meer, G.M. Aarts, J. van der Molen, K. Soetaert & A.W. Minns, 2021. *Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the North Sea - Synthesis report*. Document ID: 11203731-004-ZKS-0010, Deltares.
- Dürr, T., 2013. *Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg*. Stand 25.09.2013. www.mlub.brandenburg.de/cms/media.php/.../wka_fmaus.xls.
- Edwards, E.W.J., L.R. Quinn, E.D. Wakefield, P. Miller & P.M. Thompson, 2013. Tracking a northern fulmar from a Scottish nesting site to the Charlie-Gibbs Fracture Zone: Evidence of linkage between coastal breeding seabirds and Mid-Atlantic Ridge feeding sites. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 98: 438-444.
- van Eerden, M.R. & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, the Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83: 199-212.
- Eigaard, O.R., F. Bastardie, M. Breen, G.E. Dinesen, N.T. Hintzen, P. Laffargue, L.O. Mortensen, J.R. Nielsen, H.C. Nilsson, F.G. O'Neill, H. Polet, D.G. Reid, A. Sala, M. Sköid, C. Smith, T.K. Sørensen, O. Tully, M. Zengin, A.D. Rijnsdorp 2016 *Estimating seabed pressure from*



- demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J Mar Sci*; 73 (suppl_1): i27-i43. doi: 10.1093/icesjms/fsv099
- Emma, B., 2016. A Review of the Evidence of Electromagnetic Field (Emf) Effects on Marine Organisms. *Res. Rev. J Ecol. Environ. Sci.* 4(4):22-26.
- Ens, B., 2007. SOVON in de ruimte. *SOVON Nieuws* 20(3): 6-8.
- Ens, B., F. Bairlein, C.J. Camphuysen, P. de Boer, K.M. Exo, N. Gallego, R.H.G. Klaassen, K. Oosterbeek & J. Shamoun-Baranes. 2009. Onderzoek aan meeuwen met satellietzenders. *Limosa* 82: 33-42.
- Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments - options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5: 69-80.
- Everaert, J. & E. Stienen, 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiversity and Conservation* 16: 3345-3359.
- Exo, K.M., O. Huppopp & S. Garthe, 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, *Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg*. 23: 83-95.
- Falk, K. & S. Møller, 1995. Satellite tracking of high-arctic Northern Fulmars. *Polar Biol.* 15: 495-502.
- Fey, D.P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulewicz, E., Otremba, Z. and Urban-Malinga, B., 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish?. *Aquatic Toxicology* 209: 150-158.
- Fijn, R.C. & M.P. Collier, 2014. Berekeningen aanvaringslactoffers onder vogels door windpark Beaufort. Tekst over modellen, cumulatie, tabellen en grafieken. Rapport 14-079. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C. & M.J.M. Poot, 2014. Vliegintensiteit en vliegroutes van vogels boven kavel Borssele. Notitie 14-528/14.04045/RubFi, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Verstraete, H., Stienen, E.W.M., Iliszko, L. & Poot, M.J.M. 2014a. Post-breeding prospecting flights of adult Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis*. *Bird Study* 61: 566-571.
- Fijn, R.C., Poot, M.J.M., van Rijn, S., van Eerden, M.B. & Boudewijn, T.J. 2014b. Specialistisch gedrag door een generalist: een kustbroedende Aalscholver foerageert uitsluitend in het binnenland. *Limosa* 87: 129-134.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015a. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.
- Fijn, R.C. & A. Gyimesi, 2018. Behaviour related flight speeds of Sandwich Terns and their implications for wind farm collision rate modelling and impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 71: 12-16.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman, J.W. de Jong & M.J.M. Poot, 2015b. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel I en II: vogels en vleermuizen. Rapport 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman & J.W. de Jong, 2015c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel III en IV: vogels en vleermuizen. Rapport 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, J.W. de Jong, R.J. Jonkvorst, B.W.R. Engels, T.J. Boudewijn, W. Courtens, H. Verstraete, N. Vanermen, E.W.M. Stienen, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly & F.A. Arts, 2016. PMR-NCV onderzoek sterns in de Delta en Voordelta. Rapport 16-247. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., F.A. Arts, B.W.R. Engels, J.W. de Jong, M.P. Collier, D. Beuker, M. Hoekstein, R.-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, D. van Straalen, P.A. Wolf 2017. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2016-2017. Rapport 17-197. Bureau Waardenburg & Delta Project Management, Culemborg.
- Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, F.A. Arts, J.W. de Jong, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M. Hoekstein, Y. van der Horst, J. Leemans, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2022. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en



- zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2020-2021. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 22.01. Bureau Waardenburg Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
- Floeter, J., van Beusekom JE, Auch D, Callies U, Carpenter J, Dudeck T, Eberle S, Eckhardt A, Gloe D, Hänselmann K, Hufnagl M., 2017. Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography* 156: 154-73.
- Franzitta, G., A. Colletti, B. Savinelli, M.L. Martire, C. Corinaldesi & L. Musco, 2022. Feasibility of the Sabellarid Reef Habitat Restoration. *Frontiers in Marine Science* 9: 854986.
- Furmankiewicz J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy* 90: 1310-1317.
- Furness, R.W., 2016. Qualifying impact assessments for selected seabird populations: A review of recent literature and understanding. MacArthur Green, Glasgow.
- Furness, R.W., S. Garthe, M. Trinder, J. Matthiopoulos, S. Wanless & J. Jeglinski, 2018. Nocturnal flight activity of northern gannets *Morus bassanus* and implications for modelling collision risk at offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review* 73: 1-6.
- Garthe, S. & O. Hüppop, 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41(4): 724-734.
- García, S., H. Álvarez, A.L. Perry, J. Blanco, D.J. Maaholm & R. Aguilar, 2019. Protecting the North Sea: Brown Bank. *Oceana*, Madrid.
- Garthe, S., 2019. Movements of seabirds and coastal birds: Long-distance migration, foraging flights and offshore wind farms. *Birdmove Conference: Tracking bird migration over the seas: Fundamental patterns and their applications for offshore wind farms*. Berlin.
- Garthe, S., D. Grémillet & R.W. Furness, 1999. At-sea-activity and foraging activity in chick-rearing Northern Gannets *Sula bassana*: a case study in Shetland. *Mar Ecol Prog Ser* 185:93-99.
- Garthe, S., W.A. Montevecchi, G. Chapdelaine, J.-F. Rail & A. Hedd, 2007a. Contrasting foraging tactics by Northern Gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains with different prey fields. *Marine Biology* 151:687-694.
- Garthe S., W.A. Montevecchi & G.K. Davoren, 2007b. Flight destinations and foraging behaviour of Northern Gannets (*Sula bassana*) preying on a small forage fish in a low-Arctic ecosystem. *Deep-Sea Research II* 54:311-320.
- van Gasteren H., J. van Belle & L.S. Buurma, 2002. Kwantificering van vogelbewegingen langs de kust bij IJmuiden: en radarstudie. Rapport. Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Geelhoed S., R. Van Bemmelen, G. Keijl, M. Leopold, H. Verdaat. 2011. Nieuwe kolonie Drieteenmeeuwen *Rissa tridactyla* in de zuidelijke Noordzee. *Sula* 24(1): 27-30.
- Geoxyz, 2021. Final Survey Report Geophysical Survey – IJmuiden Ver Wind Farm Zone. Document no: BE3445H-634-FR-03-3.0.
- Gibb, N., B. Pearce, H.M. Tillin & H. Tyler-Walters, 2014. Assessing the sensitivity of *Sabellaria spinulosa* reef biotopes to pressures associated with marine activities. Joint Nature Conservation Committee, report number: 504.
- Gill, A.B & M. Desender, 2020. Risk to animals from electromagnetic fields emitted by electric cables and marine renewable energy devices. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES), blz. 90-107.
- GoBe Consultants, 2019. Hornsea Project Four: Preliminary Environmental Information Report (PEIR) - F2.5: Outline Marine Mammal Mitigation Protocol. GoBe Consultants Ltd, Glasgow, UK.
- Green, R., C.B. Thaxter, M.P. Collier, N.H.K. Burton, E.S. Scragg, R. Taylor, A.S.C.P. Cook & R.C. Fijn, 2018. Tracking breeding Sandwich terns on the North Norfolk Coast. Results report 2018. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Green, R.M.W., N.H.K. Burton & A.S.C.P. Cook, 2021. Migratory movements of British and Irish Common Shelduck *Tadorna tadorna*: a review of ringing data and a pilot tracking study to inform potential interactions with offshore wind farms in the North Sea. *Ringing & Migration* 34: 71-83.



- Grémillet, D., L. Pichegru, F. Siorat, & J. Georges, 2006. Conservation implications of the apparent mismatch between population dynamics and foraging effort in French Northern Gannets from the English Channel. *Mar Ecol Prog Ser* 319: 15-25.
- Griffin, L., E.C. Rees & B. Hughes, 2016. Satellite tracking Bewick's Swan migration in relation to offshore and onshore wind farm sites. WWT Final Report to the Department of Energy and Climate Change. WWT, Slimbridge.
- Gruber, S. & G. Nehls, 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestützter Radaruntersuchungen. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 151-156.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015a. Slachtofferberekeningen voor een windpark met een totaalvermogen van 380 MW in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.03297.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015b. Slachtofferberekeningen voor windparken in de zuidelijke Noordzee met bestaande en geplande turbinetypes. Bureau Waardenburg notitie 15.03620.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015c. Slachtofferberekeningen voor drie gebiedsvarianten van de uitbreiding van windenergiegebied Hollandse Kust. Bureau Waardenburg notitie 15.05577.
- Gyimesi, A. & R. Lensink, 2012. Non-breeding adults or 'floaters' in bird populations. Rapport 11-200. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., T.J. Boudewijn, M.J.M. Poot & R.-J. Buijs, 2011. Habitat use, feeding ecology and breeding success of Lesser black-backed gulls in Lake Volkerak. Rapport 10-234. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., M.P. Collier & R.C. Fijn, 2015. Slachtofferberekeningen voor 14 windturbine varianten (4 MW - 10 MW) in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.01562.
- Gyimesi, A., M. Dorenbosch, J.W. de Jong, M. Boonman M. Teunis & R.C. Fijn, 2016. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust. Kavel I en II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 16-007. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, M.P. Collier, W. Bouten & R.C. Fijn, 2017a. Validation of biological variables for use in the SOSS Band model for Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus* and Herring Gull *Larus argentatus*. Rapport 16-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., T.J. Evans, J.F. Linnebjerg, J.W. de Jong, M.P. Collier & R.C. Fijn, 2017b. Review and analysis of tracking data to delineate flight characteristics and migration routes of birds over the Southern North Sea. Rapport 16-139. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, M. Teunis, M. Boonman & R.C. Fijn, 2017c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III en IV: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., R.P. Middelveld, B.M.C. Grutters, E. Stienen & R.C. Fijn, 2018a. Effects of Offshore Wind farms on the Behaviour of Lesser Black-backed Gulls. Report 17-175. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018b. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Rapport 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., E.L. Bravo Rebolledo, J.C. Kleyheeg-Hartman, J.W. de Jong, M. Teunis, K. Dideren, M. Boonman, M. Schutter & R.C. Fijn, 2018c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (noord). Kavel V en kavel VI: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- de Haan, D., D. Burggraaf, S. Ybema & R. HilleRisLambers 2007. Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). Report OWEZ_R_251_TC 20071029, Imares Wageningen UR.
- van Hal, R., 2013. Round Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C117/13A.
- van Hal, R., 2014. Demersal Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C125/14.



- van Hal, R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imares Wageningen UR.
- van Hal, R., Griffioen, A.B. & van Keeken, O.A., 2017. Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research* 126: 26-36.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2012a. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLoS ONE* 7: e38968
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012b. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proc. R. Soc. B* 279: 4705-4714
- Hamer, K.C., R.A. Phillips, S. Wanless, M.P. Harris & A.G. Wood, 2000. Foraging ranges, diets and feeding locations of Gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from radio tracking. *Mar Ecol Prog Ser* 200: 257-264.
- Hamer, K.C., R.A. Phillips, J.K. Hill, S. Wanless & A.G. Wood, 2001. Contrasting foraging strategies of gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. *Mar Ecol Prog Ser* 224: 283-290.
- Hamer, K.C., S. Lewis, S. Wanless, R.A. Phillips, T.N. Sherratt, E.M. Humphreys, J. Hennenke & S. Garthe, 2006. Use of gannets to monitor prey availability in the northeast Atlantic Ocean: colony size, diet and foraging behavior. Pp. 236-248. In: Boyd, I.L., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. (Eds). *Top Predators in Marine Systems*. Cambridge University Press.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, S. Garthe, J. Hennenke, G. Peters, D. Grémillet, R.A. Phillips, M.P. Harris & S. Wanless, 2007. Annual variation in diets, feeding locations and foraging behaviour of gannets in the North Sea: flexibility, consistency and constraint. *Mar Ecol Prog Ser* 338: 295-305.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, M.C. Magalhães, S. Garthe, J. Hennenke, G. Peters, D. Grémillet, H. Skov & S. Wanless, 2009. Fine-scale foraging behaviour of a medium-ranging marine predator. *Journal of Animal Ecology* 78: 880-889.
- Hawkins, A., 2005. Assessing the impact of pile driving upon fish. *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. p. 22
- HDR, 2020. Benthic and Epifaunal Monitoring During Wind Turbine Installation and Operation at the Block Island Wind Farm, Rhode Island – Project Report. Final Report to the U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Office of Renewable Energy Programs. OCS Study BOEM 2020-044. Volume 1: 263, volume 2: 380.
- Heinänen, S., Žydelis, R., Kleinschmidt, B., Dorsch, M., Burger, C., & Morkūnas, J. et al., 2020. Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research* 160: 104989.
- Heinis, F., 2018. Offshore windenergiegebied Hollandse Kust (noord) - Effecten van aanleg op zeezoogdieren. HWE onderzoek en advies in waterbeheer en ecologie, Bussum.
- Herbert-Read, J.E., L. Kremer, R. Bruintjes, A.N. Radford & C.C. Iannou, 2019. Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20171627.
- Herman, P.M.J. & F.F. van Rees, 2022. Mapping Reef forming North Sea Species. Deltares, document ID: 11207716-000-ZKS-0002.
- Hill, R., K. Hill, R. Aumüller, A. Schulz, T. Dittman, C. Kulekmeyer & T. Coppack, 2014. Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at Alpha Ventus. In: BSH & BMU 2014. *Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives*. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Hubert, J., E. Booms, R. Witbaard, & H. Slabbekoorn, 2021. Blue mussels habituate to repeated sound exposures and respond just to the on-set of fast pulse trains. In: Hubert, J., 2021.



- Sound investigation: effects of noise on marine animals across trophic levels. PhD thesis, chapter 7.
- van der Hut, R.G.M., M. Kersten, F. Hoekema & A. Brenninkmeijer 2007. Kustvogels in het Waddenen Deltagebied. Verspreidingskaarten van kustvogels voor het calamiteitensysteem CALAMARIS. A&W-rapport 907. Bureau Altenburg & Wymenga, Veenwouden.
- Hutchison, Z.L., P. Sigray, H. He, A.B. Gill, J. King & C. Gibson, 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (shark, rays, and skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables. Sterling (VA): U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM 2018-003.
- Hutterer, R., T. Ivanova, C. Meyer-Cords & L. Rodrigues, 2005. Bat migrations in Europe, a review of banding data and literature. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 28: 1-62.
- Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. *American Midland Naturalist* 165: 185-200.
- Jakubowska, M., B. Urban-Malinga, Z. Otremba & E. Andrulewicz, 2019. Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*. *Marine Environmental Research*, 150: 104766.
- Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.
- Jarvis S., Allen J., Proctor N., Crossfield A., Dawes O., Leighton A., McNeill L., Musk W., 2004. Dutch Wind Farms: NSW Lot 1 Benthic Fauna. Final Report 19 February 2004. Reference No: ZBB607.2-F-2004. Institute of Estuarine & Coastal Studies (IECS), University of Hull.
- JASCO Research Ltd (2006). Vancouver Island Transmission Reinforcement Project: Atmospheric and Underwater Acoustics Assessment. Report prepared for British Columbia Transmission Corporation. <http://www.eao.gov.bc.ca>
- Jaspers Faijer, M. & P. van Dam, 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.
- Johnston, A., A.S.C.P. Cook, L.J. Wright, E.M. Humphreys & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 51: 31-41.
- Jones, G., Cooper-Bohannon, R., Barlow, K. & K. Parsons, 2009. Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain. Scoping and Method Development Report, Defra.
- de Jong, M.F., M.J. Baptist, H.J. Lindeboom & P. Hoekstra, 2015. Relationships between macrozoobenthos and habitat characteristics in an intensively used area of the Dutch coastal zone. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 72(8): 2409-2422.
- Jongbloed, R.H., D.M.E. Slijkerman, R. Witbaard & M.S.S. Lavaleye, 2013. Ontwikkeling zeebodintegriteit op het Friese Front en de Centrale Oestergronden in relatie tot bodemberoerende visserij: Verslag expert workshop. IMARES
- Jonge Poerink, B., Lagerveld, S. & H. Verdaat, 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES report number C026/13. The Fieldwork Company report number 20120402. IMARES Wageningen UR.
- Kamermans, P. & M. Dedert, 2012. Effect of variations in concentration of algae and silt on filtration and growth of the razor clam (*Ensis directus*, Conrad). IMARES Report C017/12. IMARES, Wageningen.
- Kapteyn, K., 1995. Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Schuyt & Co, Haarlem.
- Karlsson, R., M. Tivefålh, I. Duranović, S. Martinsson, A. Kjølhamar & K.M. Murvoll, 2022. Artificial hard-substrate colonisation in the offshore Hywind Scotland Pilot Park, *Wind Energy Science*, 7: 801–814.
- Kastelein, R.A., Jennings, N., Kommeren, A., Helder-Hoek, L. & Schop, J., 2017. Acoustic dose-behavioral response relationship in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to playbacks of pile driving sounds. *Marine Environmental Research* 130: 315-324.



- Kerbiouri, C., I. Le Viol, X. Bonnet & A. Robert, 2012. Dynamics of a northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) population at the southern limit of its range in Europe. *Population Ecology* 54: 295-304.
- Kerckhof, F., De Mesel, I., Degraer, S. 2016. Do wind farms favour introduced hard substrata species. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds.), *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Kerckhof, F., B. Rumes, & S. Degraer, 2019. About "mytilisation" and "slimeification": A decade of succession of the fouling assemblages on wind turbines off the Belgian coast. Pp. 73–84 in *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Marking a Decade of Monitoring, Research and Innovation*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.
- van der Knaap, I., H. Slabbekoorn, T. Moens, D. Van den Eynde, J. Reubens, 2022. Effects of pile driving sound on local movement of free-ranging Atlantic cod in the Belgian North Sea. *Environmental Pollution*, 37.
- van Kooten, T., F. Soudijn, I. Tulp, C. Chen, D. Benden & M. Leopold, 2018. The consequences of seabird habitat loss from offshore wind turbines. Displacement and population level effects in 5 selected species. *Wageningen Marine Research*, Wageningen.
- Kotzerka, J., S. Garthe & S.A. Hatch, 2010. GPS tracking devices reveal foraging strategies of Black-legged Kittiwakes. *Journal of Ornithology* 151: 459-467.
- Krijgsveld, K.L. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report Bureau Waardenburg 13-268, 30p., Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.
- Krijgsveld, K.L., R. Lensink, H. Schekkerman, P. Wiersma, M.J.M. Poot, E.H.W.G. Meesters & S. Dirksen, 2005. Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003 - 2004. Report 05-041. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report nr 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report nr 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krone, R., Dederer, G., Kanstinger, P., Krämer, P., Schneider, C. and Schmalenbach, I., 2017. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment-increased production rate of *Cancer pagurus*. *Marine Environmental Research* 123: 53-61.
- Kruszynski, C., L.D. Bailey, A. Courtiol, L. Bach, P. Bach, M. Götsche, M. Götsche, R. Hill, O. Lindecke, H. Matthes, H. Pommeranz, A.G. Popa-Lisseanu, A. Seebens-Hoyer, M. Tichomirowa & C.C. Voigt, 2021. Identifying migratory pathways of Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) using stable hydrogen and strontium isotopes. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 35(6): e9031.
- Kunz, T.H., E.B. Arnett, W.P. Erickson, A.R. Hoar, G.D. Johnson, R.P. Larkin, M.D. Strickland, R.W. Thresher, & M.D. Tuttle, 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 315-324.
- van der Laar, F., 2007. Green light to birds: investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM location L15-FA-1. NAM, Assen, The Netherlands.
- van der Laar, F.J.T & W. Bosma, 1999. Vogeltrek boven de Noordzee. Stichting ter Bevordering van Natuurwetenschappelijk Onderzoek (SBNO).
- Lafrate, J.D., S.L. Watwood, E.A. Reyier, D.M. Scheidt, G.A. Dossot & S.E. Crocker, 2016. Effects of Pile Driving on the Residency and Movement of Tagged Reef Fish. *PLoS One*, 23: 11.
- Lagerveld S. 2021. <https://www.wur.nl/nl/nieuws/ruige-dwergvleermuis-steekt-in-een-nacht-de-noordzee-over.htm>



- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, & H. Verdaat 2014. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.
- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, P. de Vries & M. Scholl, 2015. Bat activity at offshore wind farms LUD and PAWP in 2015. IMARES Report C001/2016.
- Lagerveld, S., G. Kooistra, G. Otten, L. Meesters, J. Manshanden, D. de Haan, D. Gerla, H. Verhoef & M. Scholl, 2017. Bat flight analysis around wind turbines – a feasibility study; Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report C026/17.
- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, *Pipistrellus nathusii*, depends on seasonality and weather conditions. *Animals* 11(12): 3442.
- Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Lane, J., R. Jeavons, Z. Deakin, R. Sherley, C. Pollock, R. Wanless & K. Hamer, 2020. Vulnerability of northern gannets to offshore wind farms; seasonal and sex-specific collision risk and demographic consequences. *Marine Environmental Research* 162: 105196.
- Langston, R.H.W. & S. Boggio, 2013. Foraging ranges of Northern Gannets *Morus bassanus* in relation to proposed offshore wind farms in the North Sea. RSPB report to DECC. Download via http://www.rspb.org.uk/Images/Langston_Boggio_2011_tcm9-273881.pdf
- Larsen, J.K. & M. Guillemette, 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.
- Larsson, A.K., 1994. The environmental impact from an offshore plant. *Wind Engineering* 18: 213-218.
- Lascelles, B., N. Varty, K. Tanner & R. McCann, 2012. Northern Gannet. Overview of available information on <http://seabird.wikispaces.com/Northern+Gannet>.
- Leemans, J.J., in prep. Avoidance rates of northern gannet in offshore wind farms in the southern North Sea. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van Leeuwen, S., P. Tett, D. Mills & J. van der Molen, 2015. Stratified and non-stratified areas in the North Sea: Long-term variability and biological and policy implications. *Journal of Geophysical Research* 120: 4670-4686.
- Leewis, L. & Klink A., 2017. Prinses Amalia Windturbine park 2017. Statistical comparison of benthic fauna inside and outside the Prinses Amalia Wind Park; a preliminary analysis. Korte notitie in opdracht van Rijkswaterstaat. Eurofins AquaSense.
- Leewis, L., Klink, A.D., Verduin, E.C. (2018) Benthic development in and around offshore wind farm Prinses Amalia Wind Park near the Dutch coastal zone before and after construction (2003-2017) A statistical analysis (Reference RWS: 4500264484), Rijkswaterstaat.
- Lefaible, N., Braeckman, U., Moens, T., 2018 Effects of wind turbine foundations on surrounding macrobenthic communities. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Lehnert, L.S., Kramer-Schadt S., Schönborn S., Lindecke O., Niermann I. & C.C. Voigt, 2014. Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. *PLoS ONE* 9(8): e103106.
- Lengkeek, W., K. Didden, M. Dorenbosch, S. Bouma & H. W. Waardenburg, 2013. Biodiversiteit van kunstmatige substraten. Een inventarisatie van 10 scheepswrakken op het NCP. Rapport 13-226. Bureau Waardenburg, Culemborg
- Lensink, R. & J. van der Winden, 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van slachtoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R., J.W. de Jong & J.C. Kleyheeg-Hartman, 2015. Luchtfoto inventarisatie van op daken broedende meeuwen in Den Haag in 2010. *Limosa* 88: 114-124.



- Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Report number: Final Report/Annual Report 2005: 134.
- Leopold, M.F., 2017. Seabirds? What seabirds? An exploratory study into the origin of seabirds visiting the SE North Sea and their survival bottlenecks. Den Helder, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C046/17.
- Leopold, M., 2018. Common Guillemots and offshore wind farms: an ecological discussion of statistical analyses conducted by Alain F. Zuur. WOZEP Birds-1. Report C093/18. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2007. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Rapport Wageningen. IMARES Nr. C062/07 - NoordzeeWind Rapport OWEZ_R_221_Tc_20070525 aan Nuon Energy Sourcing.
- Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.
- Leopold M.F., C.J. Camphuysen, C.J.F. ter Braak, E.M. Dijkman, K. Kersting & S.M.J. van Lieshout, 2004. Baseline studies North Sea Wind Farms: Lot 5 Marine Birds in and around the future sites Nearshore Windfarm (NSW) an Q7. Alterra-rapport 1048. Alterra, Texel.
- Leopold, M.F., E.M. Dijkman, T. Teal & the OWEZ-team, 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). IMARES Report nr. C187/11, NoordzeeWind report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds. IMARES, IJmuiden.
- Leopold, M.F., R.S.A. van Bemmelen, S.C.V. Geelhoed, H. Verdaat & E.L. Bravo Rebolledo, 2013a. Futen in de Hollandse Noordzeekustzone in december 2012 en januari 2013. IMARES, Wageningen.
- Leopold, M.F., R. van Bemmelen & A. Zuur, 2013b. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. IMARES Report nr. C151/12. IMARES, IJmuiden.
- Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl, 2013c. "Windenergie binnen 12 mijl" in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.
- Lewis, S., T.N. Sherratt, K.C.Hamer & S. Wanless, 2001. Evidence of intraspecific competition for food in a pelagic seabird. *Nature* 412: 816-819.
- Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers 1997. Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 260 blz.
- Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.
- Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Rapport 2016.031. Zoogdierverseniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6: 035101.



- Lock K., Faasse M. & Vanagt T.J., 2014. Assessment of the soft sediment fauna six years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2013002.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S. & Bull, A.S., 2015. Identical response of caged rock crabs (Genera *Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences* 114: 33-42.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S., McCrea, M. and Bull, A.S., 2017. Assessing potential impacts of energized submarine power cables on crab harvests. *Continental Shelf Research* 151: 23-29.
- LWVT/SOVON, 2002. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.
- Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfish, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Marine Scotland, 2018. Stochastic Band CRM – GUI User manual. Available at <https://www2.gov.scot/Topics/marine/marineenergy/mre/current/StochasticCRM>
- Marquenie, J., F. van der Laar & H. Poot, 2009. Groen Licht voor Vogels. *De Levende Natuur* 110(6): 290-291.
- Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R. & Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753.
- Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox & R.W. Furness, 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1085-1091.
- Masden, E.A., Reeve, R., Desholm, M., Fox, A. D., Furness, R.W. & Haydon, D.T. 2012. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. *Journal of The Royal Society Interface* 9: 2120-2130.
- Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.
- Mavraki, N., S. Degraer & J. Vanaverbeke, 2021. Offshore wind farms and the attraction-production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses. *Hydrobiologia*, 848: 7.
- May, R. O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42: 170-181.
- Maynard, L.D., 2018. Internal and external factors influencing foraging ecology of North Atlantic large Laridae. MSc Thesis. University of Manitoba.
- McGuire, L.P. C. G. Guglielmo, S. A. Mackenzie & P.D. Taylor, 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, *Lasionycteris noctivagans*. *Journal of Animal Ecology* 81(2): 377–385.
- Meager, J.J., T. Solbakken, A.C. Utne-Palm, T. Oen, 2005. Effects of turbidity on the reactive distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1978-1984
- Mendel, B., J. Kotzerka, J. Sommerfeld, H. Schwemmer, N. Sonntag & S. Garthe, 2014. Effects of the alpha ventus offshore test site on distribution patterns, behaviour and flight heights of seabirds. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Mendel, B., P. Schwemmer, V. Peschko, S. Müller, H. Schwemmer, M. Mercker & S. Garthe, 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia* spp.). *Journal of Environmental Management* 231: 429-438.
- Milner-Gulland E.J. & H.R. Akçakaya, 2001. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. *Trends in Ecology & Evolution* 16(12): 686-692.



- Ministerie van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu. 2015. Vastgestelde notitie reikwijdte en detailniveau. Milieueffectrapport kavelbesluiten Borssele. Download via www.rvo.nl.
- Mitamura, H., H. Nishizawa, Y. Mitsunaga & K. Tanaka, 2021. Attraction of an artificial reef: a migratory demersal flounder remains in shallow water under high temperature conditions in summer. *Environmental Biology of Fishes*, 2021.
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & T.E. Dunn, 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T. & A.D. Poyser, London.
- van Moorsel, G.W.N.M., 2003. Ecologie van de Klaverbank, Biota Survey 2002. Ecosub, Doorn.
- Nagy S., Petkov N., Rees E., Solokha A., Hilton G., Beekman J. & B. Nolet, 2012. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northwest European Population of Bewick's Swan (*Cygnus columbianus bewickii*). AEWA Technical Series No. 44. Bonn, Germany.
- Nature today, 2017. Meer steuren gemeld. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23338>
- Nedelec, S.L., Campbell, J., Radford, A.N., Simpson, S.D. and Merchant, N.D., 2016. Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 836-842.
- Nelson, J.B. 1978. The gannet. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, Herts.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortenteksten dwergmeeuw, dwergstern, grote jager en zilvermeeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- Netwerk Ecologisch Monitoring (Sovon, CBS, provincies), 2022. Broedvogeltrends in aangewezen gebieden: <https://stats.sovon.nl/stats/soort/5910>. Bezocht op 25-04-2022.
- Niel, C. & J.-D. Lebreton, 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19: 826-835.
- Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann *et al.* 2011.
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018. "Phenological changes in a migratory swan coping with climate change." 6th International Swan Symposium. Abstracts 52.
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018b. "Migratory swans adapting to climate change: short-stopping or short-staying?" 6th International Swan Symposium. Abstract 69.
- O'Brien, S.H., A.S.C.P. Cook & R.A. Robinson, 2017. Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of environmental management* 201: 163-171.
- Öhman, M.C., Sigraay, P. & Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO* 36: 630-634.
- OSPAR Commission, 2008a. Case Reports for the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. *OSPAR Commission, London*.
- OSPAR Commission, 2008b. Background Document on potential problems associated with power cables other than those for oil and gas activities. *Biodiversity Series* 370: 50.
- OSPAR Commission, 2013. Background Document for *Sabellaria spinulosa* reefs. Publication number 614/2013, pp.1-24.
- Pearce, B., Fariñas-Franco, J.M., Wilson, C., Pitts, J., deBurgh, A., & P.J. Somerfield, 2014. Repeated mapping of reefs constructed by *Sabellaria spinulosa* Leuckart 1849 at an offshore wind farm site. *Continental Shelf Research*, 83, 3-13.
- Pennycuik, C.J., 1990. Predicting wingbeat frequency and wavelength of birds. *Journal of Experimental Biology* 150: 171-185.
- Pennycuik, C.J., S. Åkesson & A. Hedenström, 2013. Air speeds of migrating birds observed by ornithodolite and compared with predictions from flight theory. *Journal of the Royal Society Interface* 10(86): 20130419.



- Peschko, V., Mendel, B., Müller, S., Markones, N., Mercker, M., & Garthe, S. 2020a. Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research*, 162, 105157.
- Peschko, V., Mercker, M., & Garthe, S. 2020b. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167: 118
- Peschko, V., Mendel, B., Mercker, M., Dierschke, J. & Garthe, S. 2021. Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. *Journal of Environmental Management* 279: 111509.
- Petersen I.K. & Fox A.D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.
- Petersen, I.K., T.K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.
- Petersen, A., J.-K. Jensen, P. Jenkins, D. Bloch & F. Ingimarsson, 2014a. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. *Acta Chiropterologica* 16(1): 169-195.
- Petersen, I.K., R.D. Nielsen, M.L. Mackenzie, 2014b. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.
- Petersons G., 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). *Myotis* 41/42: 29-56.
- Pettersson, J., 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999 – 2003. Swedish Energy Agency, Lund University.
- Platteeuw M., 1991. Zeevogels langs de Nederlandse kust: wanneer, welke soorten en onder wat voor omstandigheden. *Sula* 5(1): 2-15.
- Platteeuw M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden, 1994. Zeetrekkingen in Nederland in de jaren tachtig. *Sula* 8(1/2, special issue): 1-203.
- Plonczkier P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology* 49: 1187-1194.
- Ponchon, A., C. Aulert, G. Le Guillou, F. Gallien, C. Péron & D. Grémillet, 2017. Spatial overlaps of foraging and resting areas of black-legged kittiwakes breeding in the English Channel with existing marine protected areas. *Marine Biology* 164(5): 119.
- Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie, 2008. Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13(2): 47.
- Poot M.J.M., 2013. Eerste gedachten over de haalbaarheid van nieuwe nearshore windparken in Nederland in relatie tot mogelijke effecten op vogels. Notitie 13.01476 in opdracht van Pondera Consult. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot M.J.M., R.C. Fijn R.J. Jonkvorst C. Heunks M.P. Collier, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2011a. Aerial surveys of seabirds and marine mammals in the Dutch North Sea May 2010 – April 2011. Distribution in relation to future offshore wind farms. Report 10-235. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot M.J.M., P.W. van Horssen, M.P. Collier, R. Lensink & S. Dirksen, 2011b. Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. A modelling approach to estimate effects on population levels in seabirds. Report 11-026. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M.J.M., Fijn, R.C. & H. Schoten, 2012. Aerial survey of Great Crested Grebes along the coast of Holland in February 2011 – how well can the thousands of Great Crested Grebes at sea be counted from the air? *Sula* 26: 49-70.
- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013a. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten Distance sampling en Distance analysis vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan 'Wind op Zee' mei 2010 – april 2011. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.



- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, C. Heunks, T.J. Boudewijn, J. de Jong, P.W. van Horssen, M. Japink, B. van den Boogaard, J. Bergsma, W. Lengkeek, S. Bouma, E.W.M. Stienen, W. Courtens, N. Vanermen, H. Verstraete, M.F. Leopold, P. Pruisscher, K. Buijtelaar, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly, S. van Rijn, J. Philipson, K. Hijne & M.R. van Eerden, 2013b. Hoofdstuk 4 Perceel Vogels. In: Kolff, G. van der & T. Prins. Jaarrapport 2012 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B. Deltares rapport 1200672-011.
- Popper, A.N., M.E. Smith, P.A. Cott, B.W. Hanna, A.O. MacGillivray, M.E. Austin & D.A. Mann, 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *The Journal of the Acoustical Society of America* 117(6): 3958-3971.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., & W.A. Tavoilga, 2014. ASA S3 s-1C1. 4 TR-2014 sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s-1C1 and registered with ANSI. New York, NY: Springer.
- Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2018. The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America* 143: 470-488.
- Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology* 94: 692-713.
- Popper, A.N., & A.D. Hawkins, (eds) 2014. *The effects of noise on aquatic life II*. Springer Science+Business Media, LLC, New York.
- Potiek, A., M.P. Collier, H.Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species. Bureau Waardenburg. Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Prinsen, H.A.M., J.C. Hartman, D. Beuker & L.S.A. Anema, 2013. Vliegbewegingen van meeuwen en sterns bij twee windparken op de Eerste Maasvlakte. Veldonderzoek naar flux, vlieghoogtes en aanvaringslachtoffers, Rapport 13-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rebke, M., V. Dierschke, C.N. Weiner, R. Aumüller, K. Hill & R. Hill, 2019. Attraction of nocturnally migrating birds to artificial light: The influence of colour, intensity and blinking mode under different cloud cover conditions. *Biological Conservation* 233: 220-227.
- Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. *Biol. Cons. Fauna* 102: 291.
- van der Reijden, K.J., Hintzen, N.T., Govers, L.L., Rijnsdorp, A.D. & H. Olf, 2018. North Sea demersal fisheries prefer specific benthic habitats. *PloS One* 13: e0208338.
- van der Reijden, K.J., L. Koop, S. O'Flynn, S. Garcia, O. Bos, C. van Sluis, D.J. Maaholm, P.M.J. Herman, D.G. Simons, H. Olf, T. Ysebaert, M. Snellen, L.L. Govers, A.D. Rijnsdorp & R. Aguilar, 2019. Discovery of *Sabellaria spinulosa* reefs in an intensively fished area of the Dutch Continental Shelf, North Sea. *Journal of Sea Research* 114: 85-94.
- Reiss, H., S.P.R. Greenstreet, K. Sieben, S. Ehrich, G.J. Piet, F. Quirijns, L. Robinson, W.J. Wolff, I. Kröncke, 2009. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series* 394: 201-213.
- Reubens, J., 2011. Windmolens in de Noordzee: een kraamkamer voor de schaarse kabeljauw. *Energienieuws* 27 juli 2012.
- Reubens, J.T., Degraer, S. and Vincx, M., 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia* 727: 121-136.



- Richard, Y. & E.R. Abraham, 2013. Application of Potential Biological Removal methods to seabird populations. New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 108. Ministry for Primary Industries.
- Richardson, W.J., 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos* 30: 224-272.
- Rijksdienst voor ondernemend Nederland Team Uitvoering Visserij, 2017. Informatiebulletin December 2017 DoMuS nummer 17181409
- Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B – Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2016. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee. Update 2016. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Roach, M., Cohen, M., Forster, R., Reville, A.S. & Johnson, M. (ed. S. Degraer), 2018. The effects of temporary exclusion of activity due to wind farm construction on a lobster (*Homarus gammarus*) fishery suggests a potential management approach. *ICES Journal of Marine Science* 75: 1416-1426.
- Roberts, L., Cheesman, S., Breithaupt, T. & Elliott, M., 2015. Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series* 538: 185-195.
- Roberts, L., Harding, H.R., Voellmy, I., Bruintjes, R., Simpson, S.D., Radford, A.N., Breithaupt, T. & Elliott, M., 2016, July. Exposure of benthic invertebrates to sediment vibration: from laboratory experiments to outdoor simulated pile-driving. In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL* (Vol. 27, No. 1, p. 010029). ASA.
- Roberts, L. and M. Elliott, 2017. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. *Science of the Total Environment* 595: 255-268.
- Robertson, G.S., M. Bolton, W.J. Grecian & P. Monaghan, 2014. Inter-and intra-year variation in foraging areas of breeding kittiwakes (*Rissa tridactyla*). *Marine Biology* 161: 1973-1986.
- Robinson, R.A., 2005. BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland – Sandwich Tern. BTO Research Report 407. BTO, Thetford (<http://www.bto.org/birdfacts>, accessed on 12/11/2014).
- Rodgers, J. A. and S. T. Schwikert, 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16: 216-224.
- Ross-Smith, V.H., C.B. Thaxter, E.A. Masden, J. Shamoun-Baranes, N.H.K. Burton, L.J. Wright, M.M. Rehfish & A. Johnston, 2016. Modelling flight heights of Lesser Black-backed Gulls and Great Skuas from GPS: a Bayesian approach. *Journal of Applied Ecology* 53: 1676-1685.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56: 823-827.
- Rydell, J., L. Bach, P. Bach, L. Guia Diaz, J. Furmankiewicz, N. Hagner-Wahlsten, E.-M. Kyheröinen, T. Lilley, M. Masing, M. Max Meyer, G. Pétersons, J. Šuba, V. Vasko, V. Vintulis, & A. Hedenström, 2014. Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South- Eastern North Sea. *Acta Chiropterologica* 16: 139-147.
- Scharringa, C.J.G., W. Ruitenbeek & P.J. Zomerdijs, 2010. Atlas van de Noord-Hollandse broedvogels 2005-2009. Samenwerkende Vogelwerkgroepen Noord-Holland (SVN) / Landschap Noord-Holland.
- Schwemmer, P., 2019. Flight heights and spatio-temporal patterns of Curlew migration across North Sea and Baltic Sea. Birdmove Conference: Tracking bird migration over the seas: Fundamental patterns and their applications for offshore wind farms. Berlin.



- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S., 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21: 1851-1860.
- Schwemmer, P., L. Enners & S. Garthe, 2016. Migration routes of Eurasian Curlews (*Numenius arquata*) resting in the eastern Wadden Sea based on GPS telemetry. *Journal of Ornithology* 157: 901-905.
- Scott, K., Harsanyi, P. & A.R. Lyndon, 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDs) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine Pollution Bulletin* 131: 580-588.
- Searle, K., D. Mobbs, A. Butler, M. Bogdanova, S. Freeman, S. Wanless & F. Daunt, 2014. Population consequences of displacement from proposed offshore wind energy developments for seabirds breeding at Scottish SPAs (CR/2012/03). *Marine Scotland Science*.
- Seiche, K. 2008. Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Sguotti, C., C.P. Lynam, B. Garcia-Carreras, J.R. Ellis & G.H. Engelhard, 2016. Distribution of skates and sharks in the North Sea: 112 years of change. *Global Change Biology* 22: 2729-2743.
- Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H. and Davie, A., 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural Engineering*: 67 67-76.
- Skov, H., S. Heinänen, L., M. Lazcny & M. Chudzinska, 2017. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T2 report. ENECO.
- Skov, H., S. Heinänen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report–April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.
- Slavik, K., Lemmen C., Zhang W., Kerimoglu O., Klingbeil K. & Wirtz K.W. 2017. The large scale impact of offshore windfarm structures on pelagic primary production in the southern North Sea. *Hydrobiologia* 845: 35-53.
- Sluiter J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). *Archives Neerlandaises de Zoologie* 16: 423-439.
- Smaal, A, P. Kamermans, F. Kleissen, L. van Duren & T. van der Have, 2017. Platte oesters in offshore windparken (POP). Wageningen Marine Research rapport, no. C035/17, Wageningen Marine Research, Den Helder.
- SNH 2010. Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model.
- Snoek, R., R de Swart, K. Didderen, W. Lengkeek & M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study.
- Snow, D.W. & C.M. Perrins (eds), 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volume 1 Non-Passerines. Great Crested Grebe *Podiceps cristatus**. Oxford University Press, New York.
- Soudijn, F. H., T. van Kooten, H. Slabbekoorn & A.M. de Roos, 2020. Population-level effects of acoustic disturbance in Atlantic cod: a size-structured analysis based on energy budgets. *Proceedings. Biological sciences*, 287: 1929.
- Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Spiga, I., Caldwell, G.S. & Bruintjes, R., 2016, July. Influence of Pile Driving on the Clearance Rate of the Blue Mussel, *Mytilus edulis* (L.). In: *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL* (Vol. 27, No. 1, p. 040005). ASA.
- Spiga, I., Aldred, N. and Caldwell, G.S., 2017. Anthropogenic noise compromises the anti-predator behaviour of the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (L.). *Marine Pollution Bulletin* 122: 297-305.
- Stöber, U. & F. Thomsen, 2021. How could operational underwater sound from future offshore wind turbines impact marine life? *The Journal of the Acoustical Society of America* 149: 3.
- Stone, E.L., S. Harris & G. Jones 2015. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *Mammalian Biology* 80: 213-219.



- Strucker, R.C.W., F.A. Arts & M.S.J. Hoekstein, 2015. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2014. RWS Centrale Informatievoorziening BM 15.07. RWS Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Vlissingen.
- Sugimoto, H. & H. Matsuda, 2011. Collision risk of White-fronted Geese with wind turbines. *Ornithological Science* 10: 61-71.
- Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N. & A. Carlier, 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 96: 380-391.
- Taormina, B., C. Di Poi, A. Agnalt, A. Carlier, N. Desroy, R. Escobar-Lux, J. D'eu, F. Freytet & C. Durif, 2020. Impact of magnetic fields generated by AC/DC submarine power cables on the behavior of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). *Aquatic Toxicology* 220: 105401.
- Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake, 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101: 567-577.
- Thal, J., S. Feldmann & J.P. Brock, 2019. Geological Desk Study for the IJmuiden Ver Wind Farm Zone. Arcadis Nederland B.V. and Geo-Engineering.org GmbH, 180017. Netherlands Enterprise Agency.
- Thaxter, C.B., B. Lascelles, K. Sugar, A.S.C.P. Cook, S. Roos, M. Bolton, R.H.W. Langston & N.H.K. Burton, 2012a. Seabird Foraging Ranges as a Preliminary Tool for Identifying Candidate Marine Protected Areas. *Biological Conservation* 156: 53-61.
- Thaxter, C.B., Ross-Smith, V.H., Clark, N.A., Conway, G.J., Wade, H., Masden, E.A., Rehfish, M.M., Bouten, W. & Burton, N.H.K. 2012b. Measuring the interaction between marine features of Special Protection Areas with offshore wind farm development zones through telemetry: second year report. BTO Research Report 610. Report to UK Department of Energy and Climate Change.
- Thaxter, C.B., V.H. Ross-Smith, W. Bouten, N.A. Clark, G.J. Conway, M.M. Rehfish & N.H.K. Burton, 2015. Seabird-wind farm interactions during the breeding season vary within and between years: A case study of lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the UK. *Biological Conservation* 186: 347-358.
- Thaxter, C.B., Ross-Smith, V.H., Bouten, W., Masden, E.A., Clark, N.A., Conway, G.J., Barber, L., Clewley, G.D. & Burton, N.H.K. 2018. Dodging the blades: new insights into three-dimensional space use of offshore wind farms by lesser black-backed gulls *Larus fuscus*. *Marine Ecology Progress Series* 587: 247-253.
- Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd 62.
- Troost, T., 2008. Estimating the frequency of bird collisions with wind turbines at sea. Guidelines for using the spreadsheet 'Bird collisions Deltares v.1-0.xls'. Deltares, 2008.
- Troost, K., Perdon, K., Van Zwol, J., Jol, J. & Van Asch M., 2017. Schelpdierenbestanden in de Nederlandse kustzone in 2017. CVO rapport: 17.014.
- Tulp, I., H. Schekkerman, J.K. Larsen, J. van der Winden, R.J.W. van de Haterd, P.W. van Horsen, S. Dirksen & A.L. Spaans, 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the wind park Tunø Knob in the Kattegat. Rapport 99.64. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Vanagt T., Van de Moortel L., Heusinkveld J., Faasse M., Pérez-Domínguez R. & Lock K., 2013. Assessment of the soft sediment fauna five years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2012011-2.
- Vanagt T. & Faasse M., 2014. Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.
- Vanaverbeke, J., U. Braeckman, E. de Borger, N. Mavraki, E. Toussaint & H. Voet, 2018. Interactions between biological and physical effects modify local biogeographic cycling processes in offshore wind farms. Poster EMBS Ostende 2018
- Vandendriessche, S., Derweduwen, J. and Hostens, K., 2015. Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia* 756: 19-35.



- Vandendriessche, S., A.M. Ribeiro da Costa & K. Hostens, 2016. Wind farms and their influence on the occurrence of ichthyoplankton and squid larvae. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.
- Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete, 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport INBO.R.2013.755887. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vanermen N., T. Onkelinx, W. Courtens, M. Van de Walle, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2014. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 51-61.
- Vanermen, N., T. Onkelinx, W. Courtens, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 1-11.
- Vanermen, N., R.C. Fijn, E.B. Rebolledo, R.J. Buijs, W. Courtens, S. Duijns, S. Lilipaly, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2022. Tracking lesser black-backed and herring gulls in the Dutch Delta. Distribution, behaviour, breeding success and diet in relation to (future) offshore wind farms, Rapport 21-318. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Verduin, E.C., R. Olie, M.A. Faasse & J.J. van Deelen, 2020b. Macrozoöbenthosonderzoek met de bodemschaaf op de Noordzee. Rapportage 2019. Versie 03. Eurofins Aquasense. Amsterdam.
- Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153: 80-86.
- Voigt, C. C., Rehnig, K., Lindecke, O., & Pētersons, G. (2018). Migratory bats are attracted by red light but not by warm-white light: Implications for the protection of nocturnal migrants. *Ecology & Evolution* 8: 9353-9361.
- Voslamber, B., 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. Flevovericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Votier, S.C., S. Bearhop, M.J. Witt, R. Inger, D. Thompson & J. Newton, 2010. Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. *Journal of Applied Ecology* 47: 487-497.
- VROM, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. 2005. Nota Ruimte: Ruimte voor ontwikkeling. Den Haag.
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14: 1-37.
- Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martinez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology* 57(2): 253-269.
- Wakefield, E.D., Bodey, T.W., Bearhop, S., Blackburn, J., Colhoun, K., Davies, R., Dwyer, R.G., Green, J.A., Gremillet, D., Jackson, A.L., Jessopp, M.J., Kane, A., Langston, R.H.W., Lescroel, A., Murray, S., Le Nuz, M., Patrick, S.C., Peron, C., Soanes, L.M., Wanless, S., Votier, S.C. & Hamer, K.C. 2013. Space partitioning without territoriality in gannets. *Science* 341: 68-70.
- Wakeling, J.M. & J. Hodgson, 1992. Optimisation of the flight speed of the little, common and Sandwich tern. *Journal of Experimental Biology* 169: 261-266.
- van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when



- assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.
- van der Wal, J.T., M.E.B. van Puijenbroek & M.F. Leopold, 2018. Cumulatieve effecten van offshore windparken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030. No. C059/18. Wageningen Marine Research.
- Walker, P.A. en Kingma, I. 2020. Brochure haaien en roggen in Nederlandse wateren. NEV Rapport 2020-01, 28 blz.
- Walls, R., S. Canning, G. Lye, L. Givens, C. Garrett & J. Lancaster 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland. (Operational Year 1). E.ON Climate & Renewables & Natural Power publication 1022038.
- Wanless, S., 1981. The Gannets of Boeray. Pp. 26-28 in: Duncan, N., Bullock, D. & Taylor, K. (Eds) The Boeray 1980 expedition - a report on the ecology and natural history of St Kilda. Unpublished University of Durham Expedition Report.
- Wanless, S., 1984. The growth and food of young Gannets *Sula bassana* on Ailsa Craig. Seabird 7: 62-70.
- Welcker, J. & G. Nehls, 2016. Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. Marine Ecology Progress Series 554: 173-182.
- Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology 15: 369-375.
- Westerberg, H., I. Lagenfelt, & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. ICES Journal of Marine Science 64: 1457-1462.
- Wilber, D.H., D.A. Carey & M. Griffin, 2018. Flattish habitat use near North America's first offshore wind farm. Journal of Sea Research 139: 24-32.
- Wilber, D.H., L. Brown, M. Griffin, G.R. DeCelles & D.A. Carey, 2022. Offshore wind farm effects on flounder and gadid dietary habits and condition on the northeastern US coast. Marine Ecology Progress Series 683: 123-138.
- Wilbers, R., 2018. Heiplan - Borssele Alpha, net op zee Borssele. Referentie BSA-TTB-00650. TenneT, Arnhem.
- Williamson, B., S. Fraser, L. Williamson, V. Nikora & B. Scott, 2019. Predictable changes in fish school characteristics due to a tidal turbine support structure. Renewable Energy 141: 1092-1102.
- Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.
- Witbaard, R. & P. Kamermans, 2009. De bruikbaarheid van de klepstandmonitor op *Ensis directus* ten behoeve van de monitoring van aan zandwinning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10. NIOZ, Texel.
- Witbaard, R., M.S.S. Lavaleye, G.C.A. Duineveld & M.J.N. Bergman, 2013. Atlas of the megabenthos (incl. small fish) on the Dutch Continental Shelf of the North Sea. NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research, Report 2013-4.
- Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.
- Wright, L.J., V.H. Ross-Smith, G.E. Austin, D. Massimino, D. Dadam, A.S.C.P. Cook, N.A. Calbrade & N.H.K. Burton, 2012. Assessing the risk of offshore wind farm development to migratory birds designated as features of UK Special Protection Areas (and other Annex 1 species). BTO Research Report No. 592, Strategic Ornithological Support Services - Project SOSS-05, Thetford, UK.
- Wright, S.R., Lynam, C.P., Righton, D.A., Metcalfe, J., Hunter, E., Riley, A., Garcia, L., Posen, P. & Hyder, K., 2018. Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. ICES Journal of Marine Science.
- Zabar, Z., Birenbaum, L., Cheo, B.R., Joshi, P.N. & Spagnolo, A., 1992. A detector to identify a de-energized feeder among a group of live ones. IEEE transactions on power delivery, 7(4), pp.1820-1824.



Zijl, F., S.C. Laan, A. Emmanouil, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin & L.A. van Duren, 2021. Potential ecosystem effects of large upscaling of offshore wind in the North Sea. Bottom-up approach. Deltares.



Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving

Inleiding

In deze bijlage worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Wind op Zee' (2014) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit, zoals de Wet natuurbescherming. Hierin liggen ook de vergunningen en ontheffingen verankerd. Waar in onderstaande tekst dus over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden gezien in het licht van het kavelbesluit.

In de natuurwetgeving wordt een onderscheid gemaakt tussen soortenbescherming en gebiedsbescherming, die vanaf 1 januari 2017 onder de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) zijn gebracht. Gebiedsbescherming is in deze wet beschreven onder § 1.2.1 'Natura 2000-gebieden' en de bescherming van soorten onder § 1.2.2 'Soorten'. Met deze wet geeft Nederland momenteel invulling aan de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen. De regels voor de Ecologische Hoofdstructuur zijn opgenomen in het Barro (§ 1.3). Ook wordt kort ingegaan op de betekenis van Rode lijsten (§ 1.4). De Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet is beschreven in § 1.5.

Wet natuurbescherming (Wnb)

Art 1.10 De Wet natuurbescherming is gericht op:

- het beschermen en ontwikkelen van de natuur, mede vanwege de intrinsieke waarde, en het behouden en herstellen van de biologische diversiteit;
- het doelmatig beheren, gebruiken en ontwikkelen van de natuur ter vervulling van maatschappelijke functies, en
- het verzekeren van een samenhangend beleid gericht op het behoud en beheer van waardevolle landschappen, vanwege hun bijdrage aan de biologische diversiteit en hun cultuurhistorische betekenis, mede ter vervulling van maatschappelijke functies.

Art 1.11 Een ieder neemt voldoende zorg in acht voor Natura 2000-gebieden, bijzondere nationale natuurgebieden en voor in het wild levende dieren en planten en hun directe leefomgeving. Deze zorgplicht houdt in elk geval in dat handelingen waarvan redelijkerwijs verwacht mag worden dat ze nadelige gevolgen kunnen hebben voor een Natura 2000-gebied, een bijzonder nationaal natuurgebied of voor in het wild levende dieren en planten achterwege blijven, dan wel noodzakelijke maatregelen treft om negatieve gevolgen te voorkomen, of voor zover die gevolgen niet kunnen worden voorkomen ze beperkt of ongedaan maakt.

Art 1.12 Gedeputeerde staten van de provincies dragen zorg voor:

- het nemen van de nodige maatregelen voor de bescherming, de instandhouding of het herstel van biotopen en leefgebieden in voldoende gevarieerdheid voor alle van nature in



het wild levende vogelsoorten, planten en dieren en hun habitats van bijlagen II, IV en V bij de Habitatrichtlijn;

- habitattypen van bijlage I van deze richtlijn;
- het behoud of het herstel van een gunstige staat van instandhouding van de met uitroeiing bedreigde of speciaal gevaar lopende van nature in het wild voorkomende dier- en plantensoorten;
- de totstandkoming en instandhouding van een samenhangend landelijk ecologisch netwerk, genaamd Natuurnetwerk Nederland.

Gedeputeerde staten kunnen gebieden buiten het Natuurnetwerk Nederland aanwijzen die van provinciaal belang zijn vanwege hun natuurwaarden of landschappelijke waarden, met inachtneming van hun cultuurhistorische kenmerken. Deze gebieden worden aangeduid als 'bijzondere provinciale natuurgebieden' en 'bijzondere provinciale landschappen'.

Natura 2000-gebieden

De Wnb heeft tot doel het beschermen en in stand houden van Natura 2000-gebieden.

Relevante wettelijke bepalingen

De beoordeling van projecten en andere handelingen wordt geregeld in artikel 2.7 tot en met artikel 2.9. Aanwijzingsbesluiten geven de instandhoudingsdoelstellingen ten aanzien van de leefgebieden voor vogels van de Vogelrichtlijn, de natuurlijke habitats en de habitats van soorten van de Habitatrichtlijn. De instandhoudingsmaatregelen zijn voor elk gebied beschreven in het beheerplan. Tevens beschrijft het beheerplan welke handelingen en ontwikkelingen in het gebied en daarbuiten het bereiken van de instandhoudingsdoelstelling niet in gevaar brengen. Voor het uitvoeren van plannen of projecten kan GS de verplichting opleggen tot preventieve of herstelmaatregelen. Dit is niet van toepassing indien voor het plan of project een (omgevings)vergunning is verleend.

Beoordeling van plannen en projecten

Art. 2.7 Voor een plan dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van een Natura 2000-gebied, en dat afzonderlijk of in combinatie (in cumulatie) met andere plannen of projecten significante gevolgen kan hebben voor een Natura 2000-gebied, is een **passende beoordeling** noodzakelijk.

Er is een **vergunning** nodig van GS voor projecten of andere handelingen die de kwaliteit van de natuurlijke habitats of de habitats van soorten in dat gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor dat gebied is aangewezen. De bevoegdheid ten aanzien van de vergunningverlening ligt bij GS van de provincie waarin het project wordt uitgevoerd.

Er geldt een **uitzonderingen op de vergunningprocedure** op grond van de Wet natuurbescherming: als 1) via een andere wettelijke bepaling een passende beoordeling verplicht is (bijvoorbeeld op grond van de Tracéwet of de Spoedwet wegverbreding) voor de besluitvorming. 2) als de vergunningverlening via de Wabo loopt, dus via een omgevingsvergunning



Art. 2.8 Géén vergunning is nodig:

- Als het project of de handeling is opgenomen in een Natura 2000-beheerplan of in een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS). Voorwaarde is dat 1) dat het bestuursorgaan dat het plan of programma heeft vastgesteld heeft, tevens bevoegd gezag is voor vergunningverlening of dat dit bestuursorgaan heeft ingestemd heeft met het plan of programma.
- Als het project of de handeling al bestond of bekend was op de referentiedatum 31 maart 2010 of later als het gebied later is aangewezen (ook wel bekend als bestaand gebruik).
- Bij door PS bij verordening aangewezen categorieën van gevallen.
- Als het project of andere handeling deel uitmaakt van een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS), mits opgenomen in een algemene maatregel van bestuur en mits voldaan wordt aan een aantal voorwaarden.

Toelichting op begrippen

Habitattoets

De habitattoets is de verzamelnaam van toetsingen van effecten van plannen en projecten op de realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. In beginsel worden de effecten van plannen en projecten op Natura 2000-gebied 'passende beoordeeld'. Als er kans is op significant negatieve effecten en mitigerende maatregelen bij de beoordeling zijn betrokken wordt gesproken over een '**passende beoordeling**'. Om procedurele redenen kan er voor worden gekozen om een **oriëntatiefase** – soms ook wel '**voortoets**' genoemd – te doorlopen. De inhoudelijke studie is in grote lijnen identiek met een passen de beoordeling, echter mitigerende maatregelen zijn bij de oriëntatiefase niet bij de beoordeling betrokken. Als de conclusie is dat significante negatieve effecten niet op voorhand kunnen worden uitgesloten en maatregelen nodig zijn om significant negatieve effecten met zekerheid te voorkomen, zal alsnog een passende beoordeling nodig zijn.

Mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen zijn maatregelen ter voorkoming of beperking van het (mogelijke) effect van het project of andere handeling en deze maatregelen zijn onlosmakelijk verbonden zijn met een project / andere handelingen.

Cumulatieve effecten

Voor de habitattoets geldt uitdrukkelijk dat voor elke activiteit onderzocht moet worden of er mogelijke significante effecten zijn als gevolg van de activiteit afzonderlijk *en* in combinatie met andere plannen en projecten. In het laatste geval moeten de gezamenlijke ofwel cumulatieve effecten beoordeeld worden in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. Het gaat daarbij om alle plannen en projecten die op bestuurlijk niveau zijn goedgekeurd.

Significantie

Van significante effecten kan sprake zijn als ten gevolge van het plan of project realisatie van de instandhoudingsdoelen wordt bemoeilijkt of onmogelijk wordt gemaakt. In de Leidraad bepaling Significantie is het begrip 'significante gevolgen' toegelicht.⁴

⁴ Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Publicatie Steunpunt Natura 2000, versie 27 mei 2010.



Externe werking

Ook activiteiten buiten het Natura 2000-gebied kunnen vergunningplichtig zijn als die activiteiten negatieve effecten op de instandhoudingsdoelen voor het gebied (kunnen) veroorzaken. Dit wordt de 'externe werking' van de bescherming genoemd.

Soorten

Verbodsbepalingen

De Wnb onderscheid bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

Art. 3.1 Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn

1. Het is verboden opzettelijk in het wild levende vogels (VR artikel 1) te doden of te vangen.
2. Het is verboden opzettelijk nesten, rustplaatsen en eieren van te vernielen of te beschadigen, of nesten van vogels weg te nemen.
3. Het is verboden eieren van vogels te rapen en deze onder zich te hebben.
4. Het is verboden vogels opzettelijk te storen.
5. Het verbod, opzettelijk storen, is niet van toepassing indien de storing niet van wezenlijke invloed is op de staat van instandhouding van de desbetreffende vogelsoort. Het ministerie heeft een lijst gemaakt van soorten vogels die hun nest doorgaans het hele jaar door of telkens opnieuw gebruiken. Deze nesten zijn jaarrond beschermd⁵.

Art. 3.5 Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn

1. Het is verboden in het wild levende **dieren** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage II, VvBonn Bijlage I) opzettelijk te doden of te vangen.
2. Het is dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te verstoren.
3. Het is verboden eieren van dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te vernielen of te rapen.
4. Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen te beschadigen of te vernielen.
5. Het is verboden **planten** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage I) te plukken, verzamelen, af te snijden, ontwortelen of te vernielen.

Art. 3.10 Beschermingsregime andere soorten

1. Het is verboden in het wild levende **zoogdieren, amfibieën, reptielen, vissen, dagvlinders, libellen en kevers** van de soorten, genoemd in de bijlage, onderdeel A, van deze wet opzettelijk te doden of te vangen.
2. Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen te beschadigen of te vernielen.
3. Het is verboden **vaatplanten** genoemd in de bijlage, onderdeel B, van deze wet te plukken, verzamelen, af te snijden, ontwortelen of te vernielen.

In de Bijlagen van de Verdragen van Bern en Bonn worden ook vogels genoemd. Sommige vogelsoorten vallen daarmee zowel onder het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' als ook onder het 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn'. Het 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn' is ten aanzien van 'verstoren' strikter dan het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' (zie tabel). Aan de andere kant zijn de ontheffingsgronden voor het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' weer beperkter dan voor

⁵ Zie de Aangepaste lijst jaarrond beschermde vogelnesten ontheffing Flora- en faunawet ruimtelijke ingrepen, ministerie van LNV, augustus 2009.



'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn'. We gaan in het toetsingskader zekerheidshalve uit van het juridisch strengste beschermingsregime.

Ontheffingen en vrijstellingen

Gedeputeerde staten kunnen een ontheffing verlenen van verboden die gelden voor Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Art 3.3) en Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Art 3.8). Provinciale staten en de Minister kunnen bij verordening vrijstelling verlenen van deze verboden (Art 3.3, Art 3.8).

Een ontheffing of een vrijstelling wordt uitsluitend verleend als aan de volgende voorwaarden is voldaan:

- er geen andere bevredigende oplossing bestaat,
- er is voldaan aan een in Art 3.3 dan wel Art 3.8 genoemd belang,
- er geen sprake is van een verslechtering van de (gunstige) staat van instandhouding van de betreffende soort.

Aan een ontheffing kunnen voorwaarden worden gesteld om schade te beperken of te compenseren zodat er geen afbreuk wordt gedaan aan de Svl.

Art 3.3, Art 3.8 De verboden voor zijn niet van toepassing op handelingen ten behoeve van instandhoudingsmaatregelen en handelingen in het kader van een Natura 2000-beheerplan.

Art. 3.10 Voor soorten vallend onder '*Beschermingsregime andere soorten*' kan de provincie aanvullend (op Art 3.8) een vrijstelling verlenen voor handelingen in het kader van de **ruimtelijke inrichting of ontwikkeling** van gebieden en **bestendig beheer of onderhoud**.

Art. 3.31 De hierboven genoemde verboden zijn niet van toepassing op handelingen die zijn beschreven in en aantoonbaar worden uitgevoerd overeenkomstig een door Onze Minister goedgekeurde **gedragscode** en die plaatsvinden in het kader van bestendig beheer of onderhoud en ruimtelijke ontwikkeling en inrichting.

Natuurnetwerk Nederland en Barro

Natuurnetwerk Nederland (NNN, voorheen EHS) heeft als doel om van de bestaande en nieuwe natuur een goed functionerend netwerk te maken. Het ruimtelijk beleid voor de NNN is gericht op 'behoud, herstel en ontwikkeling van de wezenlijke kenmerken en waarden' van de NNN. Op plannen, projecten of handelingen binnen de NNN is het 'nee, tenzij'-regime van toepassing. Vanaf 1 oktober 2012 is het nee, tenzij-regime vastgelegd in het Besluit algemene regelingen ruimtelijke ordening, kortweg Barro.

Het Barro bepaalt dat provincies de (begrenzing van de) NNN moeten vastleggen in een provinciale verordening. In die verordening worden regels gesteld omtrent de inhoud van en de toelichting bij bestemmingsplannen in het belang van de realisatie, bescherming, instandhouding en verdere ontwikkeling van de beoogde natuurkwaliteit van de NNN



De provincies moeten de wezenlijke kenmerken en waarden van de NNN vastleggen. De wezenlijke kenmerken en waarden zijn de huidige en potentiële waarden, gebaseerd op de natuurdoelen voor het gebied. De natuurdoelen worden vaak per perceel in natuurdoeltypen of beheertypen vastgelegd.

Het Barro bepaalt in art. 2.10.4 de voorwaarden waaronder plannen kunnen worden toegestaan, die (per saldo) leiden tot een significante aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden, of een significante vermindering van de oppervlakte of de samenhang van de NNN:

- er is sprake van een groot openbaar belang (waaronder in ieder geval worden gerekend: de veiligheid, de hoofdinfrastructuur, de drinkwatervoorziening, de plaatsing van installaties voor de opwekking van elektriciteit met behulp van windenergie of de plaatsing van installaties voor de winning, opslag of transport van aardgas),
- er zijn geen reële andere mogelijkheden, en
- de negatieve effecten worden waar mogelijk beperkt en de overblijvende effecten worden gecompenseerd.

De begrenzing kan alleen worden gewijzigd voor zover op basis van een ecologische onderbouwing is vastgesteld dat:

1. de wijziging leidt tot een verbetering van de samenhang van de NNN of tot een betere inpassing van de NNN in de planologische omgeving, en
2. ten minste de kwalitatieve en kwantitatieve doelstellingen van de NNN in het desbetreffende gebied worden behouden; of
3. ten behoeve van een kleinschalige ontwikkeling voor zover:
 - a. de aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden en van de samenhang van de NNN als gevolg van de ontwikkeling beperkt is;
 - b. de voorgenomen wijziging leidt tot een kwalitatieve of kwantitatieve versterking van de NNN in het desbetreffende gebied;
 - c. de voorgenomen wijziging ertoe niet leidt dat de oppervlakte van de NNN afneemt;
 - d. de voorgenomen wijziging zorgvuldig is onderbouwd, waarbij blijkend uit de bij het bestemmingsplan behorende toelichting in ieder geval alternatieven zijn afgewogen, en
 - e. maatregelen worden genomen die een goede landschappelijke en natuurlijke inpassing borgen.

In principe wordt de eventuele compensatieopgave buiten de NNN gerealiseerd. De compensatie hoeft niet in de nabijheid van de ingreep plaats te vinden en hoeft ook niet in hetzelfde natuurtype te worden uitgevoerd. Het gaat erom dat de positieve ecologische effecten van realisatie van de compensatie op de NNN (in natuurkwaliteit, oppervlakte of ruimtelijke samenhang) gelijkwaardig zijn aan de negatieve effecten van de ingreep in de NNN. Realisatie van de compensatie in de NNN is mogelijk, bijvoorbeeld als dat kan leiden tot een versnelling van de realisatie van de NNN. Voorwaarde daarbij is dat er door middel van een herbegrenzing tegelijkertijd voor wordt gezorgd dat de omvang van de NNN niet afneemt.



Rode lijsten

Rode lijsten zijn geen wettelijke instrumenten, maar zijn sturend voor beleid. Zij dienen om prioriteiten in middelen en maatregelen te kunnen bepalen. Bij het beoordelen van maatregelen en ingrepen kunnen de Rode lijsten echter wel een belangrijke rol spelen. Er zijn nu landelijke Rode lijsten vastgesteld voor paddestoelen, korstmossen, mossen, vaatplanten, platwormen, land- en zoetwaterweekdieren, bijen, dagvlinders, haften, kokerjuffers, libellen, sprinkhanen en krekels, steenvliegen, vissen, amfibieën, reptielen, zoogdieren en vogels (LNV 2004). Een aantal provincies heeft aanvullende provinciale Rode lijsten opgesteld.

Van soorten op de Rode lijst moet worden aangenomen dat negatieve effecten van ingrepen de gunstige staat van instandhouding relatief gemakkelijk in gevaar brengen. Waar het beschermde soorten betreft zal er dus extra aandacht aan mitigatie en compensatie moeten worden besteed. Bij niet-beschermde soorten of soortgroepen kunnen op grond van de zorgplicht extra maatregelen worden gevegd. Bij een aantal soortgroepen gaat het echter om tientallen of honderden moeilijk vast te stellen soorten, waardoor de waarde voor praktische toepassingen vaak beperkt is.

Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet

Toetsingskader KRW

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft tot doel het bereiken van een goede ecologische en chemische toestand in alle wateren in Europa in 2015. De invoering van de KRW brengt voor waterbeheerders verschillende verplichtingen met zich mee zoals het bepalen van doelstellingen, het uitvoeren van herstelmaatregelen en het meten van de resultaten. De KRW gaat uit van een resultaatsverplichting.

Waterwet en Bkmw

De Nederlandse Waterwet voegt de volgende acht bestaande waterbeheerwetten samen:

- Wet op de waterhuishouding.
- Wet verontreiniging oppervlaktewateren.
- Wet verontreiniging zeewater.
- Grondwaterwet.
- Wet droogmakerijen en indijkingen.
- Wet op de waterkering.
- Wet beheer rijkswaterstaatswerken (de 'natte' delen daarvan).
- Waterstaatswet 1900 (het 'natte' gedeelte ervan).

Daarnaast wordt vanuit de Wet bodembescherming de regeling voor waterbodems ondergebracht bij de Waterwet. De Waterwet is per 22 december 2009 in werking getreden.

De Nederlandse voorschriften en doelstellingen uit de KRW, de Grondwaterrichtlijn en de Richtlijn Prioritaire Stoffen zijn geïmplementeerd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (Bkmw) 2009. De doelen voor de goede chemische en ecologische



toestand van oppervlaktewaterlichamen worden wettelijk vastgelegd in de vorm van milieukwaliteitseisen. De chemische doelen zijn direct verwoord in het Besluit, de ecologische doelen zijn opgenomen via een verwijzing naar de referenties en maatlatten voor natuurlijke wateren (STOWA 2007-32) en omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen (STOWA 2007-32b).

Het Besluit en de Wet milieubeheer (Wm) geven daarnaast een nadere uitwerking van de KRW-doelstelling van geen achteruitgang. Het Besluit brengt uitdrukkelijk geen directe koppeling tot stand tussen individuele besluiten (bijvoorbeeld vergunningen) en de vastgelegde milieukwaliteitseisen. De milieukwaliteitseisen worden alleen gekoppeld aan de bevoegdheid tot het vaststellen van plannen in het kader van de Waterwet. Dit betekent dat doorwerking van de eisen uit het Bkmw naar individuele besluiten indirect gebeurt via de water(beheer)plannen. In de water(beheer)plannen worden de doelstellingen specifiek uitgewerkt naar waterlichamen en wordt aangegeven hoe hierop voor nieuwe activiteiten wordt getoetst. Voor de rijkswateren vindt deze uitwerking plaats in het 'Toetsingskader waterkwaliteit'. Dit vormt een bijlage bij het Beheer- en Ontwikkelplan voor de Rijkswateren 2010-2015 (BPRW)

Omdat het toetsingskader voorlopig alleen is opgesteld voor de Rijkswateren, worden alleen deze wateren hier besproken. Een toetsingskader voor regionale wateren is in voorbereiding.

Het Toetsingskader waterkwaliteit

Ter bescherming en verbetering van de waterkwaliteit voert Rijkswaterstaat de komende planperiode verschillende soorten maatregelen uit (zie BPRW). Zo wordt het huidige beschermingsniveau van de waterkwaliteit gehandhaafd, zoals de KRW vereist. Voor nieuwe activiteiten of ingrepen in een waterlichaam moet een toetsing worden uitgevoerd. De centrale vraag daarbij is of de KRW-doelstellingen voor het waterlichaam waarop de activiteit mogelijk effecten heeft, nog wel behaald kunnen worden als de activiteit daadwerkelijk plaatsvindt.

De begrenzing van oppervlaktewaterlichamen in de Waterwet is doorgaans ruimer dan die in het kader van de KRW. De KRW-waterlichamen zijn in de meeste gevallen beperkt tot het natte areaal, terwijl Rijkswaterstaat in het kader van de Waterwet ook het waterstaatkundig beheer voert over drogere gebieden in de uiterwaarden en de buitendijkse gebieden rond de grote meren. Initiatieven in gebieden die op grond van de Waterwet zijn aangewezen als de drogere oevergebieden, zullen alleen in aanmerking komen voor een toets vanuit KRW-perspectief als daar concreet externe effecten op een KRW-waterlichaam te verwachten zijn.

De begrenzing van de KRW-waterlichamen is te vinden op de gedetailleerde kaarten in de achterliggende brondocumenten voor de waterlichamen. De begrenzing van de oppervlaktewaterlichamen in de zin van de Waterwet voor zover in beheer bij Rijkswaterstaat is te vinden in de Waterregeling.



Bevoegd gezag

Rijkswaterstaat (regionale diensten) is bevoegd gezag voor nieuwe vergunningen op grond van de Ontgrondingenwet (OW) en Waterwet (WW). Bepaalde initiatieven zijn dusdanig groot van omvang dat daarvoor een milieueffectrapport (MER) nodig is als onderdeel van de besluitvorming. Ook daar geldt de rol als bevoegd gezag. De rol van bevoegd gezag geldt ook voor het geval van algemene regels (zoals Activiteitenbesluit) waarbij het toepassen van maatwerkvoorschriften mogelijk is.

Het Toetsingskader KRW bestaat analoog aan de richtlijn zelf, uit een onderdeel Chemie en een onderdeel Biologie met elk hun eigen beslisschema.

Chemie

Dit onderdeel van het toetsingskader geldt voor alle individuele besluiten waar lozingen of emissies van stoffen of warmte aan de orde zijn. Hiervoor zijn de volgende doelstellingen relevant:

- Chemische toestand: de normen voor prioritaire (gevaarlijke) stoffen.
- Ecologische toestand: BPRW 2010-2015: Toetsingskader KRW (zie hierna)
 - Algemene fysisch-chemische parameters (nutriënten, temperatuur etc)
 - Overige relevante stoffen.

De toetsing geschiedt voor al deze parameters op een vergelijkbare wijze. Wel moet rekening worden gehouden met het feit dat voor de algemene fysisch-chemische parameters vijf toestandsklassen gelden (conform het STOWA-rapport waarin de ecologische doelen zijn vastgelegd) en voor de andere parameters niet. Voor de chemische toestand kent de KRW maar twee toestandsklassen. De overige relevante stoffen fungeren als indicatoren voor de ecologische toestand. Voor deze stoffen gelden de facto ook maar twee toestandsklassen: goed (voldoet wel aan de norm) en niet goed (voldoet niet aan de norm).

De toetsing gebeurt op basis van enerzijds inzicht in de belasting (aandeel verschillende bronnen en toename als gevolg van extra lozing) en de huidige toestand (hoeveel ruimte is er tot een volgende onderliggende klassegrens). Als de toestand slecht is of vlak bij een lagere klassegrens ligt, lijkt een restrictieve benadering noodzakelijk (>1% toename is significant). Is de toestand goed of ligt deze ver af van een lagere klassegrens, dan is een ruimere grens voor significantie te hanteren. Als een dergelijke toets leidt tot de conclusie dat er sprake is van een reëel risico op achteruitgang dan kan een lozing of activiteit niet zonder aanvullende randvoorwaarden plaatsvinden. Deze aanvullende maatregelen kunnen liggen in extra zuiveringsstappen, aanpassing van lozingslocatie bij lozingen of aanpassing van allocatie, ontwerp of inrichting van ruimtelijke ingrepen. Dit kan leiden tot een inperking of weigering ten opzichte van wat is aangevraagd.

Toetsingskader chemie

De werkwijze is samengevat in het beslisschema (fig. 1).

Als er sprake is van een achteruitgang van de chemische toestand of een indicatie voor achteruitgang van de ecologische toestand, kan de aanvraag niet zomaar gehonoreerd worden. In dat geval komt de vergunningverlener in het beslisschema op een omslagpunt van 'ja, mits' naar 'nee, tenzij' als leidend criterium voor de vraag of het aangevraagde



vergund mag worden. In dat geval is een nadere afweging aan de orde waarbij het weigeren van de vergunning uiterste mogelijkheid is. Het stellen van aanvullende voorwaarden zodat wel voorkomen wordt dat er sprake is van achteruitgang is eveneens een optie. Het weigeren van een vergunning heeft grote rechtsgevolgen en een zorgvuldige afweging en motivering op maat. Ditzelfde geldt voor het stellen van aanvullende voorwaarden boven BBT. Hiervoor moeten geavanceerde modellen worden gebruikt, Hierbij kunnen de volgende elementen betrokken worden:

- Een achteruitgang van de zeer goede naar de goede ecologische toestand is toegestaan tengevolge van nieuwe duurzame ontwikkeling (artikel 4.7 KRW).
- De te vergunnen emissie wordt voldoende gereduceerd door aanvullende maatregelen binnen de aangevraagde activiteit in kwestie (BBT-plus).
- De te vergunnen emissie wordt binnen de planperiode met zekerheid gecompenseerd door maatregelen elders binnen of bovenstrooms van het waterlichaam.
- Het lozingspunt is te verplaatsen naar een andere locatie of een andere waterlichaam waar dit geen achteruitgang van de toestand oplevert.

Gelet op het hoge abstractieniveau van deze toetsing (waterlichaamniveau) in vergelijking met de emissie-immissietoets (niveau van de mengzone) is de verwachting dat in veruit de meeste gevallen waarin een lozing aanvaardbaar is op grond van de emissie-immissietoets geen sprake zal zijn van een (indicatie voor) achteruitgang van de toestand. In die gevallen waarin dit wel zo is, dient bijzondere aandacht te worden besteed aan motivering en interne toetsing van de vergunning of het besluit.

Biologie

Het Beslisschema voor Biologie bestaat uit twee delen: een toetsingskader algemeen (Deel 1) en een toetsingskader watertype afhankelijk (Deel 2). Afhankelijk van de antwoorden moeten 1 of 2 stroomschema's worden doorlopen (zie fig. 2 en 3):

Deel 1: toetsingskader algemeen

Hierin staan enkele algemene vragen die voor alle waterlichamen van belang zijn en niet of nauwelijks watertype afhankelijk zijn. Hierbij wordt gekeken naar:

1. De locatie van de ingreep.
2. Het voorkomen van de ingreep op lijsten van ingrepen zonder significante negatieve effecten op de ecologische kwaliteit.
3. Effecten op een geplande of reeds uitgevoerde KRW-maatregel. Dit is van belang omdat er een resultaatsverplichting zit op de omvang van de geplande KRW-maatregelen.

Denk hierbij ook aan de ruimteclaim van nog geplande KRW-maatregelen.

Indien dit stroomschema nog geen uitsluitel biedt over eventuele effecten van een ingreep op de biologische kwaliteit dan wordt het volgende stroomschema doorlopen:

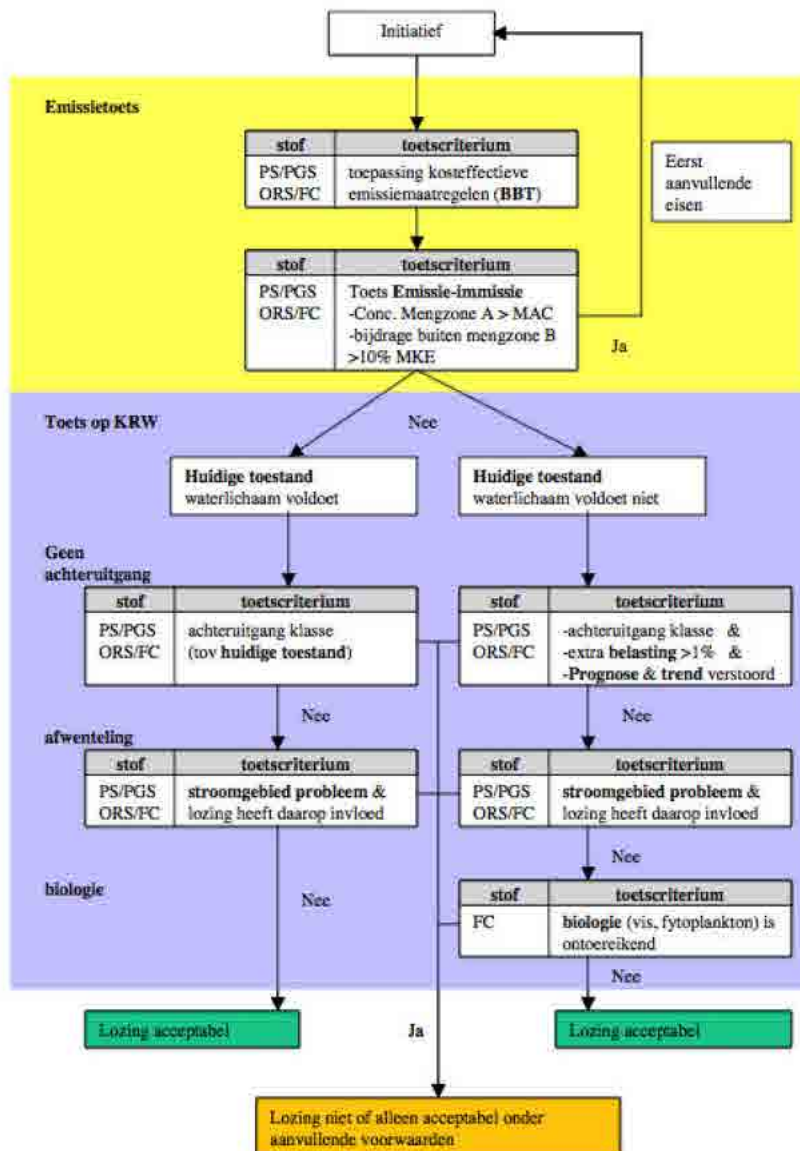
Deel 2: toetsingskader watertype afhankelijk

Het watertype waar het waterlichaam toe behoort (zie programma), bepaalt waar specifiek naar moet worden gekeken bij het doorlopen van deel 2 van het toetsingskader (Rivieren, Meren, Kanalen of Kustwateren en Overgangswateren). In deel 2 van het toetsingskader wordt onderzocht welke effecten van een nieuwe ingreep zijn te verwachten op de



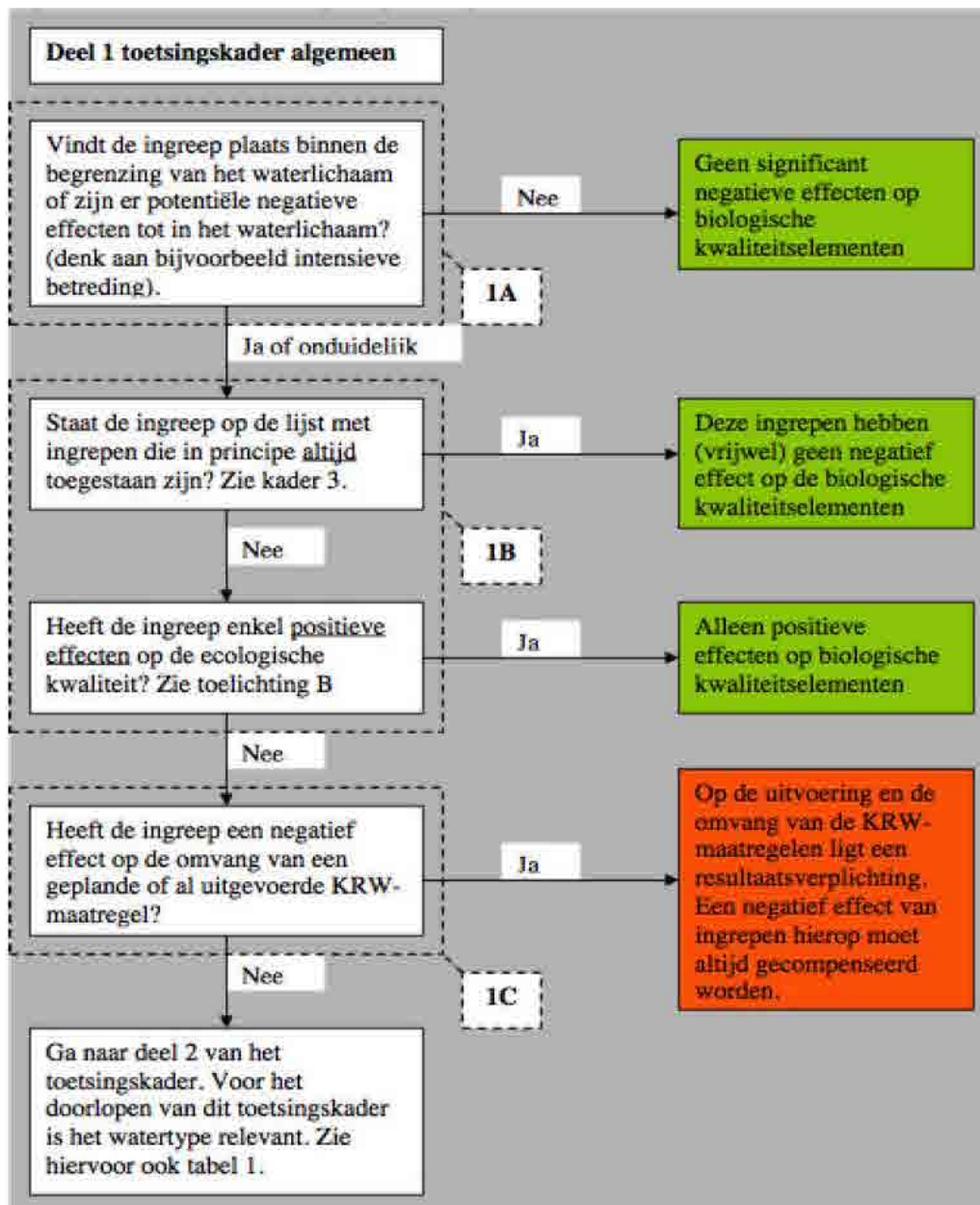
biologische kwaliteit. Dit stroomschema is opgesteld van grof naar fijn waarin achtereenvolgens wordt getoetst of:

- I.) de biologische kwaliteit wordt beïnvloed door de ingreep en of deze invloed voldoende groot is om als significant te worden aangemerkt. De biologische kwaliteit wordt gemeten met maatlatten per biologische kwaliteitselement die per watertype verschillen (zie brondocumenten). De onderdelen van deze maatlatten spelen onder andere in op de grootte van het ecologisch relevant areaal, de kwaliteit hiervan en voor sommige watertypen de (vis)optrekbaarheid.
- II.) de ingreep de sturende kenmerken van het watertype negatief beïnvloed;
- III.) eventuele negatieve effecten voldoende worden gemitigeerd of gecompenseerd.

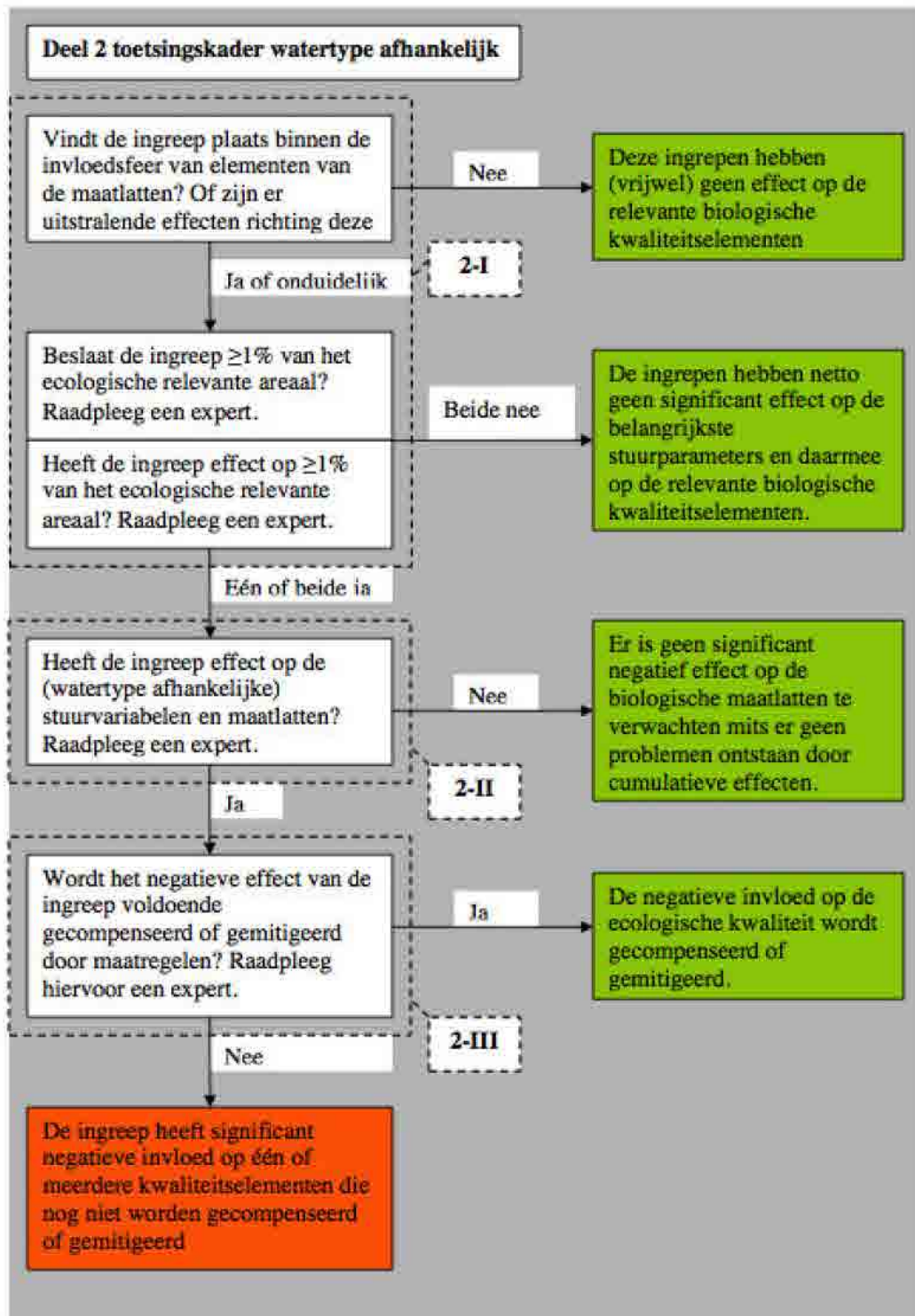


NB. De mengzone kent verschillende zones en eisen. Mengzone A is de zone dicht bij het lozingspunt, deze grens ligt op 0,25 * breedte waterlichaam met een maximum afstand van 25 m. Daarbinnen mogen geen acute effecten optreden. Mengzone B is de grens waarbij er geen noemenswaardige toename meer zichtbaar mag zijn. Deze grens ligt op 4 * breedte met een maximum van 1000 m.

Figuur 1 Beslisschema chemie



Figuur 2 Beslisschema ecologie: algemeen gedeelte



Figuur 3 Beslisschema ecologie: watertype specifiek



Eindresultaat van de stroomschema's

In de stroomschema's is met groen aangegeven wanneer de effecten niet aanwezig of niet significant zijn of dat ze voldoende worden gemitigeerd/gecompenseerd. In dat geval kan de vergunning voor de ingreep worden verleend. Met oranje is aangegeven wanneer de negatieve effecten als significant worden ingeschat. Om toch tot vergunningverlening over te kunnen gaan zullen dan aanvullende voorwaarden worden overwogen. Is het mitigeren of compenseren van de negatieve effecten van de ingreep hiermee ook niet mogelijk dan zal vergunning niet of slechts onder aanvullende voorwaarden mogelijk zijn. Dit toetsingskader is een richtlijn. Bij het doorlopen moet men blijven nadenken en het kader dus niet te stringent doorlopen. Wanneer de uitkomst van het schema 'groen' is dan moet daar altijd de gedachte 'ja, mits' bij geplaatst worden. Bij een 'oranje' uitkomst is het antwoord 'nee, tenzij'.

Literatuur

Ministerie van LNV, 2009. Besluit van de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit van 28 augustus 2009, nr. 25344, houdende vaststelling van geactualiseerde Rode lijsten flora en fauna.

www.wetten.nl.

omgevingsvergunning.vrom.nl/

www.vrom.nl/pagina.html?id=3410 (nota ruimte)

Steunpunt Natura 2000 (2010). Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. versie 27 mei 2010. RegieBureau Natura 2000, Utrecht



Bijlage II: Soortenlijst vis

IBTS

Soorten gevangen in vak 34F3 tijdens het eerste en derde kwartaal van de monitoringsjaren 2011, 2016 en 2021. * betreft geen vissoorten.

Soort(groep)		
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Entelurus aequoreus</i>	<i>Pleuronectes platessa</i>
<i>Agonus cataphractus</i>	<i>Eutrigla</i>	<i>Pomatoschistus</i>
* <i>Alloteuthis subulata</i>	<i>Eutrigla gumardus</i>	<i>Pomatoschistus lozanoi</i>
<i>Ammodytes marinus</i>	<i>Gadus morhua</i>	<i>Raja montagui</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	<i>Sardina pilchardus</i>
<i>Buglossidium luteum</i>	<i>Limanda limanda</i>	<i>Scomber scombrus</i>
<i>Callionymus lyra</i>	* <i>Loligo sp.</i>	<i>Scophthalmus maximus</i>
<i>Callionymus reticulatus</i>	* <i>Loligo vulgaris</i>	<i>Scyliorhinus canicula</i>
* <i>Cancer pagurus</i>	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	<i>Solea solea</i>
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	<i>Merlangius merlangus</i>	<i>Sprattus sprattus</i>
<i>Clupea harengus</i>	<i>Microstomus kitt</i>	<i>Syngnathus rostellatus</i>
<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	<i>Trachurus trachurus</i>
<i>Echiichthys sp.</i>	<i>Mustelus asterias</i>	<i>Trigla sp.</i>
<i>Echiichthys vipera</i>	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	<i>Trisopterus luscus</i>
<i>Enchelyopus cimbrius</i>	* <i>Necora puber</i>	<i>Trisopterus minutus</i>
<i>Engraulis encrasicolus</i>	<i>Platichthys flesus</i>	



Oceana survey

Species	NL	UK
<i>Agonus cataphractus</i>	x	
<i>Ammodytes</i> sp.		x
<i>Ammodytes tobianus</i>	x	x
<i>Arnoglossus laterna</i>	x	x
<i>Arnoglossus thori</i>		x
Ascidacea indet.	x	
<i>Balaenoptera acuborostrata</i>	x	
<i>Buglossidium luteum</i>	x	
<i>Callionymus lyra</i>	x	x
<i>Callionymus</i> sp.	x	x
<i>Callionymus reticulatus</i>	x	
Clupeidae indet.	x	

Delphinidae/Phocoenidae indet.	x	
<i>Echlichthys vipera</i>	x	x
<i>Eretericus aequoreus</i>	x	
<i>Eutrigla gurnardus</i>		x
<i>Gadus morhua</i>	x	
Gobiidae indet.	x	
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	x	
<i>Limanda limanda</i>	x	x
<i>Micromesistius pou-tassou</i>	x	
<i>Mullus surmuletus</i>	x	
<i>Pholis gunnellus</i>	x	
<i>Platichthys flesus</i>	x	x
<i>Pleuronectes platessa</i>	x	
Pleuronectidae indet.	x	x
Pleuronectiformes indet.	x	x
<i>Pollachius pollachius</i>	x	

<i>Pollachius</i> sp.		
<i>Pomatoschistus pictus</i>	x	
<i>Pomatoschistus</i> sp.	x	
<i>Raja clavata</i>	x	
<i>Scyllorhinus canicula</i>	x	
<i>Solea solea</i>	x	
Soleidae indet.	x	x
<i>Sprattus sprattus</i>	x	
c.f. <i>Sprattus sprattus</i>	x	
<i>Syngnathus acus</i>	x	
Trachinidae indet.	x	x
<i>Trachinus draco</i>	x	
<i>Trachurus trachurus</i>	x	
Triglidae indet.		x
<i>Trisopterus esmarkii</i>	x	
<i>Trisopterus luscus</i>	x	
<i>Trisopterus minutus</i>	x	



Bijlage III: Soortenlijst benthos

MWTL Boxcore

Soortenlijst van drie boxcore locaties (NRDZE_0085; 3.28751 52.89727, NRDZE_0086; 3.28696 52.83588, NRDZE_0087; 3.49863 52.74921) in de periode van 1995 t/m 2018.

Soort(groep)		
<i>Abra prismatica</i>	<i>Goniada maculata</i>	<i>Perioculodes longimanus</i>
<i>Amphipoda</i>	<i>Goniadella bobretzkii</i>	<i>Phaxas pellucidus</i>
<i>Amphiura chiajei</i>	<i>Harmothoe</i>	<i>Phialella quadrata</i>
<i>Anthozoa</i>	<i>Hippomedon denticulatus</i>	<i>Pholoe minuta</i>
<i>Aonides paucibranchiata</i>	<i>Hydractinia echinata</i>	<i>Phoronidae</i>
<i>Apistobranchus tullbergi</i>	<i>Hydrozoa</i>	<i>Phyllodoce lineata</i>
<i>Aricidea minuta</i>	<i>Hyperidae</i>	<i>Podarkeopsis capensis</i>
<i>Aspidelectra meloiontha</i>	<i>Iphinoe trispinosa</i>	<i>Polinices pulchella</i>
<i>Atylus falcatus</i>	<i>Lanice conchilega</i>	<i>Polynoidae</i>
<i>Bathyporeia</i>	<i>Leuckartiara octona</i>	<i>Pontocrates altamarinus</i>
<i>Bathyporeia elegans</i>	<i>Lovenella clausa</i>	<i>Pontocrates arcticus</i>
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	<i>Maetra</i>	<i>Pseudione hyndmanni</i>
<i>Bathyporeia pelagica</i>	<i>Magelona filiformis</i>	<i>Pseudocuma longicorne</i>
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	<i>Magelona johnstoni</i>	<i>Pseudocuma longicornis</i>
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	<i>Magelona mirabilis</i>	<i>Pseudocuma simile</i>
<i>Capitellidae</i>	<i>Magelona papillicornis</i>	<i>Scolelepis bonnierii</i>
<i>Chaetozone christiei</i>	<i>Megaluropus agilis</i>	<i>Scolelepis foliosa</i>
<i>Chaetozone setosa</i>	<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	<i>Scolelepis squamata</i>
<i>Conopeum reticulum</i>	<i>Montacuta ferruginosa</i>	<i>Scoloplos armiger</i>
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Mya truncata</i>	<i>Siphonoecetes kroyeranus</i>
<i>Diastylis bradyi</i>	<i>Mytilidae</i>	<i>Spio filicornis</i>
<i>Donax vittatus</i>	<i>Nemertea</i>	<i>Spio goniocephala</i>
<i>Dyopodos monacantha</i>	<i>Nephtyidae</i>	<i>Spiophanes</i>
<i>Echinocardium</i>	<i>Nephtys</i>	<i>Spiophanes bombyx</i>



<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Nephtys caeca</i>	<i>Spiophanes kroyeri</i>
<i>Echinocyamus pusillus</i>	<i>Nephtys cirrosa</i>	<i>Sthenelais limicola</i>
<i>Ensis directus</i>	<i>Nephtys hombergii</i>	<i>Synchelidium haplocheles</i>
<i>Ensis ensis</i>	<i>Notomastus latericeus</i>	<i>Synchelidium maculatum</i>
<i>Ensis ensis phaxoides</i>	<i>Ophelia limacina</i>	<i>Tellimyia ferruginosa</i>
<i>Eteone foliosa</i>	<i>Ophiura</i>	<i>Tellina fabula</i>
<i>Eteone longa</i>	<i>Ophiura albida</i>	<i>Tellina tenuis</i>
<i>Eumida sanguinea</i>	<i>Ophiura texturata</i>	<i>Thia scutellata</i>
<i>Euspira pulchella</i>	<i>Ophiuroidea</i>	<i>Tubulanus polymorphus</i>
<i>Fabulina fabula</i>	<i>Orchomenella nana</i>	<i>Unciola planipes</i>
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	<i>Pagurus bernhardus</i>	<i>Urothoe brevicornis</i>
<i>Glycera</i>	<i>Paraonis fulgens</i>	<i>Urothoe poseidonis</i>
<i>Glycera lapidum</i>	<i>Peachia cylindrica</i>	

MWTL Bodemschaaf

Soortenlijst van de negen bodemschaaf locaties van de Bruine Bank van 2019 en 2021.

Soort(groep)		
<i>Abra</i>	<i>Ebalia tumefacta</i>	<i>Philocheras trispinosus</i>
<i>Abra alba</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Pinnotheres pisum</i>
<i>Abra prismatica</i>	<i>Ensis</i>	<i>priapulida</i>
<i>actiniaria</i>	<i>Ensis ensis</i>	<i>Processa</i>
<i>Amphiura filiformis</i>	<i>Euspira catena</i>	<i>Processa modica</i>
<i>Asterias rubens</i>	<i>Euspira nitida</i>	<i>Sepiidae</i>
<i>Asthenognathus</i>	<i>Fabulina fabula</i>	<i>Sipuncula</i>
<i>Astropecten irregularis</i>	<i>Goneplax rhomboides</i>	<i>Spatangoida</i>
<i>Brachyura</i>	<i>Laevicardium crassum</i>	<i>Spisula</i>
<i>Bryozoa</i>	<i>Leptosynapta inhaerens</i>	<i>Spisula elliptica</i>
<i>Callianassa subterranea</i>	<i>Liocarcinus holsatus</i>	<i>Spisula solida</i>
<i>Callianassidae</i>	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	<i>Spisula subtruncata</i>



<i>Cerebratulus sp.</i>	<i>Mysia undata</i>	<i>Striarca lactea</i>
<i>Chamelea striatula</i>	<i>Nemertea</i>	<i>Tellimya ferruginosa</i>
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Ophiura</i>	<i>Thia scutellata</i>
<i>Crangon allmanni</i>	<i>Ophiura albida</i>	<i>Tritia reticulata</i>
<i>Crangon crangon</i>	<i>Ophiura ophiura</i>	<i>Turritella communis</i>
<i>Diplodonta rotundata</i>	<i>Pagurus bernhardus</i>	
<i>Donax vittatus</i>	<i>Phaxas pellucidus</i>	



Bijlage IV: Aanvaringen met tweebladige turbines

In dit rapport zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk moet zijn om te kiezen voor tweebladige turbines. In deze bijlage wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringssslachtoffers tussen twee- en driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

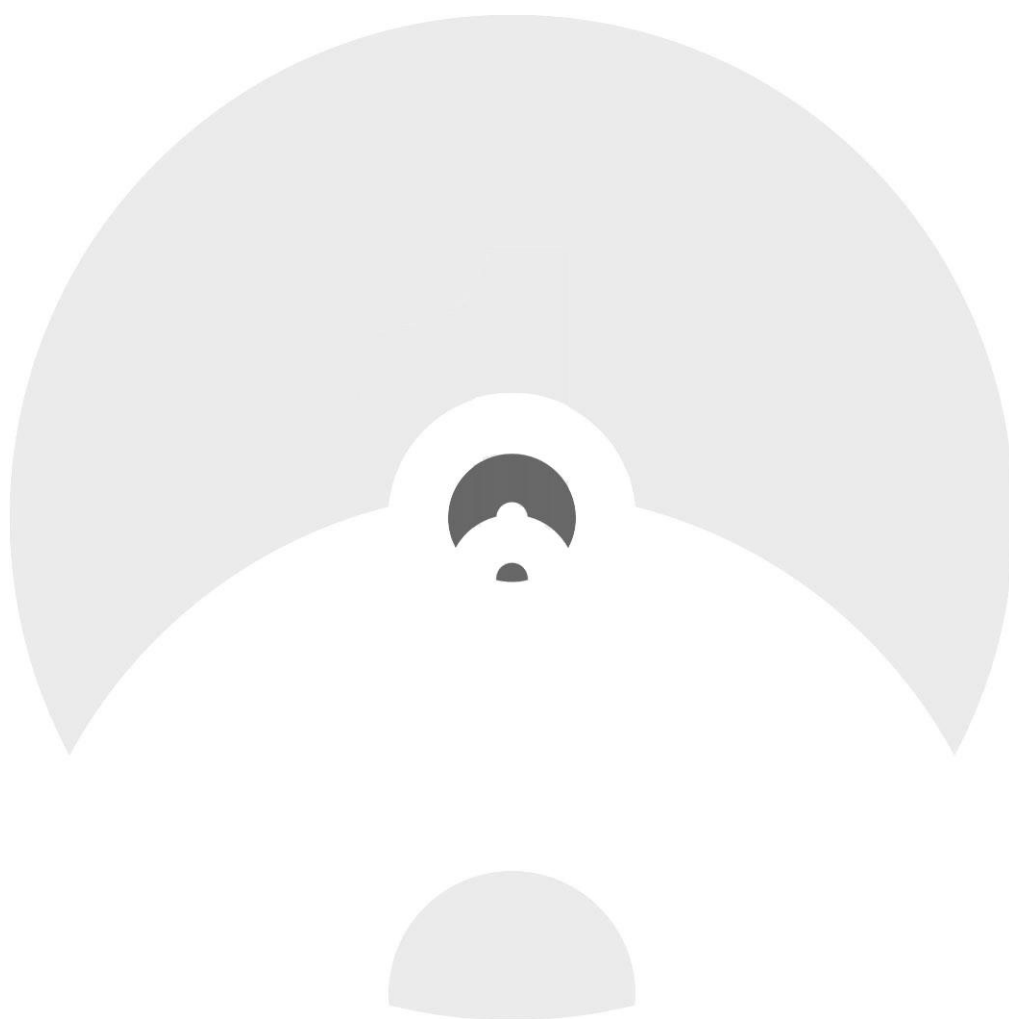
Het aantal aanvaringssslachtoffers wordt in de berekeningen van het Band model bepaald door het aantal vogels die het windpark op rotorhoogte passeert, de soortspecifieke aanvaringskansen, en de windparkconfiguratie. Als alle andere parameters ongewijzigd blijven, alleen het aantal turbinebladen wordt verlaagd van drie naar twee, kunnen de vogels met een blad minder in aanvaring komen. De aanvaringskans neemt lineair met het aantal turbinebladen met een derde af, en daardoor ook het aantal aanvaringssslachtoffers wordt een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Tweebladige turbines draaien echter over het algemeen sneller dan driebladige turbines. Dit betekent dat wanneer deze snelheid 1,5x groter is dan driebladige turbines de vermindering in het aantal aanvaringssslachtoffers in theorie weer kan worden opgeheven ($100\% * 0,66 \text{ (rotorbladen)} * 1,5 \text{ (snelheid)} = 100\%$). Echter, bij gelijkblijvende omstandigheden zal een tweebladige turbine naar schatting slechts ca. 1,33x sneller draaien dan een driebladige turbine. In de praktijk zal het aantal slachtoffers door tweebladige turbines daarom naar verwachting alsnog lager uitvallen dan driebladige turbines. Bovendien verloopt het verband tussen draaisnelheid en het aantal slachtoffers in het Band-model niet-lineair, wat erop neer komt dat een verhoging van de draaisnelheid in de meeste gevallen leidt tot een in verhouding minder sterke verhoging van het aantal aanvaringssslachtoffers. Slechts bij een bepaalde optimale draaisnelheid (welke is afhankelijk van de overige turbinespecificaties) zal een verhoging van de snelheid daadwerkelijk leiden tot een evenredige verhoging van het aantal slachtoffers. In tabel IV.1 is een voorbeeldberekening gedaan voor de aanvaringssslachtoffers in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver voor een lokale zeevogel (jan-van-gent), een kolonievogel (kleine mantelmeeuw uit kolonie van Duinen en Lage Land Texel) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels). Let hierbij op dat de variabiliteit rondom de inputparameters in de berekeningen met de sCRM ook van invloed is op de verhouding tussen het aantal slachtoffers met tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Zo zorgt deze variabiliteit voor slechts een klein verschil tussen twee- en driebladige in het berekende aantal aanvaringssslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie van Duinen en Lage Land Texel. Voor vleermuizen zijn er geen nieuwe berekeningen uitgevoerd, omdat hier het aantal slachtoffers niet met het Band-model is bepaald, en het Wozep programma (nog) niet heeft geleid tot meer nauwkeurige schattingen van het aantal vleermuissslachtoffers per turbine. Daarom zijn de slachtofferaantallen gebaseerd op een algemene schatting per turbine.



Tabel IV.1 *Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver bij twee alternatieven, voor representatieve soorten van lokale zeevogels, kolonievogels, en trekvogels, ervan uitgaande dat een tweebladige turbine 1,33x sneller draait dan een driebladige turbine.*

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1	Alternatief 2
		67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
Driebladige	jan-van-gent	53	39
	kleine mantelmeeuw	0,360	0,339
	zangvogels	1.162	1.123
Tweebladige	jan-van-gent	44	33
	kleine mantelmeeuw	0,357	0,284
	zangvogels	804	778

Bijlage 5
Aanvullende analyse jan-van-gent





NOTITIE

Pondera Consult B.V.
de heer M. Sosef
Postbus 919
6800 AX Arnhem

DATUM: 13 december 2022
ONS KENMERK: 21-0900/22.04971/AbeGy
AUTEURS: J.J. Leemans MSc., dr. A. Potiek & dr. A. Gyimesi,
PROJECTLEIDER: dr. A. Gyimesi
STATUS: definitief
CONTROLE: R.C. Fijn MSc.

Aanvullende berekeningen jan-van-gent en zilvermeeuw ten behoeve van milieueffectrapporten windenergiegebied IJmuiden Ver

Inleiding

In het toetsingskader Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) worden cumulatieve effecten op de populaties van beschermde diersoorten gedurende de bouw en exploitatie van bestaande en toekomstige windparken in de zuidelijke Noordzee in beeld gebracht. Zo zijn in de meest recente actualisatie van het KEC (4.0) de aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen en habitatverlies onder prioritaire vogelsoorten berekend voor windparken tot en met 2030 (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022a). De berekende aantallen slachtoffers zijn doorgerekend in populatiemodellen en aan de hand van de Acceptable Levels of Impact (ALI) drempelwaarde van de betreffende populatie van de soort in de Zuidelijke Noordzee beoordeeld (cf. Potiek *et al.* 2022a). Volgens deze beoordeling overschreden de berekende aantallen slachtoffers de ALI voor de zilvermeeuw en jan-van-gent, voornamelijk vanwege het aantal voorspelde aanvaringen.

Ook bij berekeningen in het kader van het Milieu Effect Rapport (MER) voor de kavels I en II van het geplande windpark IJmuiden Ver, bleek het aantal slachtoffers onder jan-van-gent ten gevolge van aanvaringen en habitatverlies de ALI-drempelwaarde in cumulatie te overschrijden (van der Vliet *et al.* in prep.).



Om inzicht te krijgen welke veranderingen in aantallen slachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw kunnen optreden als gevolg van het aanpassen van verschillende parameters in de modellering, hebben we in voorliggende notitie aanvullende berekeningen gedaan voor deze soorten. Achtereenvolgens hebben we de volgende werkzaamheden uitgevoerd:

Onderdeel 1

In dit onderdeel hebben we de slachtofferaantallen onder zilvermeeuw en jan-van-gent, ten gevolge van aanvaringen en habitatverlies in IJmuiden Ver zoals berekend door van der Vliet *et al.* (in prep.), getoetst aan een cumulatiescenario waarbij in de berekeningen Nederlandse en internationale windparken worden meegenomen die volgens de huidige inzichten tot en met 2027 operationeel zijn en/of reeds vergund maar nog niet gebouwd.

Onderdeel 2

Vervolgens zijn voor zilvermeeuw en jan-van-gent ook de verwachte aantallen aanvaringsslachtoffers berekend voor verschillende tiplaagtes van de windturbines in IJmuiden Ver. Zo zijn naast de eerder berekende tiplaagte van 25m ook 30m, 35m en 40m doorgerekend. Deze zijn ook cumulatief getoetst aan het scenario zoals hierboven beschreven.

Onderdeel 3

Voor jan-van-gent zijn daarna aanvullende berekeningen van aanvaringen en habitatverlies gedaan op basis van recent gemodelleerde vogeldichtheden (Waggitt *et al.* 2020) en recent verworven data voor locatie-specifieke uitwijkpercentages van jan-van-gent (cf. Leemans & Gyimesi 2022).

Volgens de bovengenoemde aannames zijn nieuwe berekeningen gedaan van het aantal slachtoffers voor alle windparken die in het desbetreffende cumulatieve scenario worden meegenomen. Vervolgens wordt voor al deze berekeningen op basis van populatiemodellen aangegeven of de ALI-drempelwaarden voor de zilvermeeuw en de jan-van-gent overschreden zullen worden (cf. Potiek *et al.* 2021).

Onderbouwing Onderdeel 3

Onderdeel 3 betreft een verbetering van de gebruikte dichtheidskaarten en uitwijkpercentages ten opzichte van de KEC 4.0 studie op basis van recente nieuwe inzichten.

De dichtheidskaarten van KEC 4.0 waren enkel gebaseerd op vogeltellingen. Hiervoor zijn gegevens uit de recent bijgewerkte database van ESAS (European Seabirds At Sea) over internationale zeevogeltellingen gebruikt, aangevuld voor Nederlandse wateren door data uit de MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) vliegtuigtellingen. Deze laatste worden met relatief kleine tussenpozen (2 maanden) uitgevoerd en bestrijken het gehele Nederlandse deel van de Noordzee tot in detail. Daarentegen worden in de meeste andere landen rondom de Noordzee geen systematische telprogramma's uitgevoerd of zijn de uitgevoerde tellingen niet openbaar beschikbaar. Daardoor zijn de data in de



ESAS-database niet overal even actueel en is de telinspanning over de hele Noordzee niet homogeen. Om tot Noordzee-brede dichtheidskaarten te komen, zijn de teldata van deze databases geïnterpoleerd naar gebieden zonder gegevens, met behulp van de zogenaamde 'inverse-distance-weighting' (IDW) techniek. Verder zijn voor een aantal soorten additionele iteraties uitgevoerd om te corrigeren voor waargenomen vogelconcentraties achter viskotters. Deze hoge aantallen vogels worden namelijk als toevalstreffers beschouwd, het voorkomen van deze vogels op een specifieke locatie heeft te maken met de aanwezigheid van viskotters die de vogels volgen en niet met ecologische factoren. Zo zijn in de eerste iteratie van de KEC 1.0 hoge dichtheden van jan-van-gent, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw en kleine mantelmeeuw in de ruimte verspreid (Leopold *et al.* 2015). De betrouwbaarheid van deze analyses is in een tweede iteratie (van der Wal *et al.* 2015) verder verbeterd door de dichtheidsberekeningen voor grote meeuwen in Nederland uitsluitend te baseren op MWTL-vliegtuigtellingen.

In de evaluatie van de KEC 4.0 studie is het geconstateerd dat de iteraties om hoge vogelconcentraties te verspreiden niet optimaal werken omdat ze niet op basis van ecologische factoren berusten. Verder is het geconcludeerd dat de gebruikte interpolatietechniek verbeterd kan worden omdat de IDW-techniek niet alleen gevoelig is voor het waargenomen aantal vogels, maar ook voor het aantal waarnemingen per rastercel. Andere ruimtelijke regressiemodellen zijn tot betrouwbaardere voorspellingen in staat, zelfs met grote variabiliteit in waarnemingsgegevens, omdat ze minder gevoelig zijn voor bias in effort. Een dergelijke kaart is in het vervolg van de KEC 4.0 studie al ontwikkeld voor de zilvermeeuw binnen Nederland (Soudijn *et al.* 2022b), maar nog niet voor de jan-van-gent. Recentelijk heeft Waggit *et al.* (2020) voor een aantal zeezoogdier- en zeevogelsoorten (waaronder de jan-van-gent) ruimtelijke distributiemodellen voor de Noordoost-Atlantische regio ontwikkeld die om konden gaan met heterogene en ongelijke waarneeminspanning. Zo zijn voor de jan-van-gent maandelijkse dichtheidskaarten ontwikkeld op basis van een groot aantal (> 18.000) offshore waarnemingen, verzameld tijdens vliegtuig- en scheepstellingen. De hoeveelheid en omvang van de onderzoeksgegevens garandeert een goede weergave van de verspreidingspatronen van de jan-van-gent. Verder zijn naast de teldata ook ecologische en abiotische variabelen in de ruimtelijke distributiemodellen gebruikt om ook voor gebieden met weinig (of geen) data de aanwezigheid en dichtheid van soorten betrouwbaar te kunnen voorspellen. Dit resulteerde in dichtheidskaarten op een schaal van 10 x 10 km, waarin naast vogelwaarnemingen ook de locatie van kolonies, habitattypen (bijvoorbeeld diepe vs. ondiepe zones en gebieden met warmere vs. koudere wateren), afstand tot de kust en seizoenskarakteristieken (warme en koude maanden) zijn meegewogen. Hierin werd ook gecorrigeerd naar verschillende telmethodieken en telinspanningen. De modellen zijn zowel kwalitatief als kwantitatief geëvalueerd. Momenteel wordt gewerkt om dit soort kaarten gebaseerd op betrouwbare ruimtelijke statische modellen ook op basis van meer gedetailleerde Nederlandse telgegevens te ontwikkelen, maar zolang die er niet voorhanden



zijn, is in samenspraak met Rijkswaterstaat besloten om de kaarten van Waggit *et al.* (2020) als momenteel het best beschikbare materiaal te beschouwen.

In de KEC 4.0 studie zijn uitwijkpercentages gebruikt op basis van de meest recent beschikbare peer-reviewed wetenschappelijke publicatie, namelijk die van Cook *et al.* (2018). De auteurs beschouwden in hun review de op dat moment beschikbare studies over vermijdingsgedrag van vijf zeevogelsoorten: de jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw en drieteenmeeuw. Voor deze studie waren aantallen aanvaringen in offshore windparken niet voorhanden, maar op basis van het aantal waargenomen aanvaringen op kustlocaties heeft Cook *et al.* (2018) een algemeen vermijdingspercentage per soort berekend, specifiek bedoeld voor gebruik in collision risk models. Aangezien jan-van-genten uitsluitend offshore voorkomen, hebben Cook *et al.* (2018) hun berekeningen voor deze soort op schattingen van andere soortengroepen gebaseerd. Recentelijk is een langjarig veldonderzoek afgerond in het Nederlandse offshore windpark Luchterduinen waarin ook het uitwijkgedrag van jan-van-genten beschreven werd (Leemans *et al.* 2022). Daarnaast zijn sinds de publicatie van Cook *et al.* (2018) ook andere veldstudies in offshore windparken langs de kusten van Nederland, België en zuid-Engeland naar het uitwijkgedrag van zeevogels, en dus ook de jan-van-gent, uitgevoerd. Al deze studies zijn in een recente review samengevat om tot een locatie-specifiek uitwijkpercentage voor de jan-van-gent te komen die voor offshore windparken in de zuidelijke Noordzee gebruikt kan worden (Leemans & Gyimesi 2022). Hierin is beargumenteerd dat broedende vogels zeer waarschijnlijk een lagere uitwijkreactie op windparken vertonen dan dieren buiten het broedseizoen om aan hun eigen energetische vereisten en die van hun nakomelingen te kunnen voldoen (Tabel 1). Daarom is door Leemans & Gyimesi (2022) geadviseerd om tijdens het broedseizoen (van april t/m juli) voor windparken binnen de maximaal gemiddelde foerageerafstand van jan-van-genten tot hun kolonies (120 km; op basis van Woodward *et al.* 2019) het meer conservatieve uitwijkpercentage van 98,9% te gebruiken (cf. Cook *et al.* 2018). In de overige maanden en voor de overige windparken zou dan het recent verworven locatie-specifieke uitwijkpercentage van 99,6% aanbevolen zijn (Leemans & Gyimesi 2022). In tegenstelling tot de studie van Cook *et al.* (2018), hield het uitwijkpercentage berekend door Leemans & Gyimesi (2022) rekening met de meest recente soortspecifieke vermijdingspercentages gevonden onder andere door Skov *et al.* (2018) en Leemans *et al.* (2022), en is verder gespecificeerd op macro- (74%), meso- (90%) en micro-niveau (84,7%).

Tabel 1 Overzicht van geadviseerde algemene uitwijkpercentages voor de jan-van-gent door Leemans & Gyimesi (2022).

	buiten broedseizoen	in broedseizoen	
		< 120 km	> 120 km
		van kolonies	
algemeen uitwijkpercentage	99,6	98,9	99,6



Methoden

In voorliggende notitie worden berekeningen van aantallen aanvaringssslachtoffers gedaan met behulp van het stochastische Collision Risk Model (McGregor *et al.* 2018). Dit model gebruikt onder andere dichtheidsgegevens van vogels en verschillende karakteristieken van windturbines (bv. ashoogte, rotordiameter, rotorsnelheid). Voor de berekeningen van habitatverlies is gebruik gemaakt van dezelfde methodiek die is beschreven in het ecologisch achtergronddocument voor het MER (van der Vliet *et al.* in prep.).

Vogelparameters

Onderdeel 1 en 2

In de uitbreiding van het KEC 4.0 zijn voor de zilvermeeuw nieuwe dichtheidskaarten ontwikkeld, maar uitsluitend voor Nederland (Soudijn *et al.* 2022b). Bij de berekeningen voor onderdeel 1 en 2 (zie inleiding) zijn voor Nederlandse windparken deze dichtheidgegevens voor de zilvermeeuw gebruikt. Voor de jan-van-gent in het algemeen en voor buitenlandse windparken in het geval van de zilvermeeuw waren geen vernieuwde kaarten beschikbaar en daarom zijn hier de dichtheidgegevens van de basis KEC 4.0 studie gebruikt (Potiek *et al.* 2022b). Voor uitwijking is bij deze berekeningen gewerkt met een percentage van 99,5% bij zilvermeeuw en van 98,9% bij jan-van-gent (Cook *et al.* 2018).

Onderdeel 3

Bij de aanvullende berekeningen voor jan-van-gent voor onderdeel 3 (zie inleiding) is gebruik gemaakt van de dichtheden op basis van de gemodelleerde data van Waggitt *et al.* (2020) en per windpark een locatie-specifieke uitwijkingspercentage van 99,6% (*cf.* Leemans & Gyimesi 2022) of 98,9% (*cf.* Cook *et al.* 2018). Aanvullend is in de berekeningen voor habitatverlies gebruik gemaakt van het macro-uitwijkingspercentage van jan-van-gent dat behoort tot het locatie-specifieke uitwijkpercentage van 99,6% en bedraagt 74% (*cf.* Leemans & Gyimesi 2022; zie boven). Dit macro-uitwijkingspercentage is lager ten opzichte van de 81,6% die is gebruikt in het achtergronddocument voor het MER (van der Vliet *et al.* in prep.) gebaseerd op het werk van Skov *et al.* (2018).

Verder zijn bij alle onderdelen dezelfde vogelparameters gebruikt in de modellen zoals in de berekeningen voor het achtergronddocument voor het MER (van der Vliet *et al.* in prep.).

Windparkkarakteristieken

Onderdeel 1 en 2

De berekeningen voor onderdeel 1 en 2 zijn voor alle windparken uitgevoerd met de turbine aantallen, vermogens en karakteristieken, zoals gebruikt in de originele berekeningen voor de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022). Dat betekent dat voor deze onderdelen de berekeningen zijn gedaan voor windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel, dus kavel I t/m IV tezamen. Latere berekeningen voor onderdeel 3 bewezen dat het verschil in aantallen slachtoffers tussen deze methode en een kavelspecifieke



benadering in het geval van IJmuiden Ver verwaarloosbaar klein is. Voor onderdeel 2 betreffende het effect van een tiplaagte verhoging voor IJmuiden Ver zijn daarnaast berekeningen uitgevoerd waarbij de tiplaagte van de turbines in IJmuiden Ver (kavel I t/m IV tezamen) van 25 m is verhoogd naar 30 m, 35 m of 40 m. Bij onderdeel 1 is dus alleen gerekend met een tiplaagte van 25 m.

Onderdeel 3

Voor onderdeel 3 zijn aparte berekeningen gedaan voor kavel I, II, III en IV van IJmuiden Ver. Daarvoor is in alle kavels gebruik gemaakt van dezelfde twee turbine alternatieven als in van der Vliet *et al.* (in prep.). Hierbij is dus ook gerekend met een tiplaagte van 25 m. Voor alle overige windparken zijn ook voor dit onderdeel de berekeningen uitgevoerd met de turbine aantallen, vermogens en karakteristieken, zoals gebruikt in de originele berekeningen voor de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022).

Cumulatie

Ten opzichte van het KEC 4.0 is het Nederlandse windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden in voorliggende cumulatieve berekeningen buiten beschouwing gelaten, omdat de ingebruikname van dit windpark naar 2031 uitgesteld is, dus na het operationeel worden van IJmuiden Ver. Ook zijn in deze cumulatieve berekeningen de Nederlandse windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee OWEZ en Prinses Amalia (PAWP) niet meegenomen, omdat deze windparken in 2029 naar verwachting niet meer operationeel zullen zijn. Andere toekomstige Nederlandse windparken zullen in 2029 nog niet vergund en ook niet operationeel zijn (zoals IJmuiden Ver V en VI en andere versnellingsgebieden). Al met al zijn in voorliggende berekeningen 15 Nederlandse windparken meegenomen, tegenover 18 in het KEC 4.0 basis scenario (Potiek *et al.* 2022).

Ten opzichte van de 133 internationale windparken in het basis scenario van het KEC 4.0 zijn in de voorliggende cumulatieve berekeningen 124 windparken meegenomen (figuur 1). Dit betreft de buitenlandse windparken die volgens de aangeleverde windparkgegevens voor het KEC 4.0 tot en met 2029 gebouwd zouden worden. Bestaande windparken zouden strikt juridisch genomen geen deel van cumulatieve berekeningen hoeven uit te maken, mits de effecten van deze windparken in de achtergrondsituatie verdisconteerd zijn. Omdat op de schaal van de zuidelijke Noordzee dit moeilijk te bewijzen is, hebben we als worst-case aanname de bestaande parken wel betrokken in de cumulatieve analyse (dit geldt ook voor de bestaande Nederlandse windparken).

Populatiemodellen en ALI

De resultaten van alle slachtofferberekeningen zijn gebruikt als input voor de populatiemodellen van jan-van-gent en zilverbreeuw, waarmee per onderdeel getoetst is of de ALI-drempelwaarden overschreden worden. Voor het modelleren van effecten op populatieniveau is gebruik gemaakt van matrix populatiemodellen (Caswell 2000). De resultaten van de populatiemodellen zijn vervolgens getoetst aan



de werknormen voor acceptabele impact (beleidskeuzes op basis van pers. comm. LNV 2022, zoals beschreven door Potiek *et al.* 2022a).

De populatiemodellen werden gemaakt middels de R package KEC4popmodels (Hin 2021). Deze populatiemodellen zijn gerund voor twee scenario's: het nul-scenario voor de huidige situatie zonder geschatte additionele sterfte, en het impact-scenario waarin de sterfte als gevolg van de ingreep meegenomen is. Dit geeft voor beide scenario's het geschatte verloop van de populatiegrootte. Hierbij is rekening gehouden met onzekerheid van de schattingen voor overleving en broedsucces door deze te variëren tussen simulaties. Door deze variatie mee te nemen geeft iedere simulatie een andere uitkomst. Voor elk scenario zijn 100.000 simulaties uitgevoerd, wat inzicht geeft in de variatie in uitkomsten per scenario. Voor de populatiemodellen van onderdeel 1 en 2 is windenergiegebied IJmuiden Ver als een geheel (alle vier kavels samen) berekend en er is geen onderscheid gemaakt tussen alternatief 1 en 2 van, omdat bij deze onderdelen gebruik is gemaakt van dezelfde turbine aantallen en karakteristieken als door Potiek *et al.* (2022b). Bovendien is hier enkel naar aanvaringen gekeken, aangezien het grootste deel van de additionele sterfte hieruit bestaat. In onderdeel 3 zijn zowel slachtoffers als gevolg van aanvaringen en als gevolg van habitatverlies in de berekeningen meegenomen, en worden de resultaten voor beide alternatieven afzonderlijk gepresenteerd.

Op basis van een door Potiek *et al.* (2022a) voorgestelde methodiek hebben beleidsmakers voor 21 soorten (voorlopige) werknormen voor acceptabele impact bepaald (pers. comm. LNV 2022). Voor zilverbreeuw heeft LNV een acceptabele afname vastgesteld van maximaal 15% binnen 3 generaties, ten opzichte van de populatiegrootte zonder impact. Wanneer de kans 10% of hoger is dat een dergelijke populatie-afname van 15% door de impact en niet door onzekerheid wordt veroorzaakt, wordt gesteld dat de impact niet acceptabel is. Voor jan-van-gent zijn door LNV dezelfde waardes vastgesteld op een acceptabele afname van maximaal 30% binnen 3 generaties, ten opzichte van de populatiegrootte zonder impact, en een kans van 50% of hoger dat een dergelijke 30% afname veroorzaakt wordt door de impact en niet door onzekerheid.



Tabel 2 Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw in windenergiegebied IJmuiden Ver (kavel I t/m IV tezamen) bij verschillende tiplaagtes. De laatste kolom geeft de afname weer in termen van aantallen slachtoffers ten opzichte van een tiplaagte met 25 m.

soort	tiplaagte (m)	slachtoffers	afname #
jan-van-gent	25	216	
	30	166	50
	35	127	89
	40	90	126
zilvermeeuw	25	35	
	30	33	2
	35	30	5
	40	28	7

Aanpassing van de tiplaagte voor IJmuiden Ver en het aanhouden van een ander cumulatiescenario (onderdeel 1 en 2) had voor de jan-van-gent geen gevolgen voor de kwalitatieve uitkomst van de populatiemodellen (Tabel 3): in alle scenario's is de drempelwaarde nog steeds overschreden.

Ook in geval van de zilvermeeuw geldt dat aanpassing van de tiplaagte geen groot effect op de uitkomsten van de populatiemodellen had, zoals te zien aan de vergelijkbare waarden voor de causaliteitskans bij variatie van de tiplaagte (Tabel 4). Voor het nationale scenario ligt de causaliteitskans voor alle tiplaagtes zeer dicht bij de drempelwaarde. Let wel dat door variatie in de modellen de uitkomsten bij iedere run variëren. In de gepresenteerde resultaten wordt de drempelwaarde in één van de tiplaagte-scenario's (35 m nationaal scenario; zie Tabel 4) overschreden en voor de overige tiplaagtes ligt de causaliteitskans ook zeer dicht bij de drempelwaarde van 0,1. Wanneer het model opnieuw gerund zou worden, kon ook bij de overige tiplaagtes daardoor overschrijding plaatsvinden of dit ene scenario geen overschrijding veroorzaken. Het weglaten van TNW, OWEZ en PAWP had in het nationale scenario een relatief groter effect dan de tiplaagteverhoging, waarbij een verlaging van de kans op een onaanvaardbare afname (causaliteitskans) van ca. 0,1 naar ca. 0,087 optreedt.



Tabel 3 Resultaten populatiemodel voor **jan-van-gent** bij verschillende tiplaagtes in windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met andere windparken binnen het Nederlands Continentaal Plat (nat.30 = Routekaart tot 2030) of internationaal in de zuidelijke Noordzee (int.27 = windparken t/m 2027). Deze simulaties zijn gedaan voor zowel het KEC 4.0 windparkscenario, als een scenario zonder de Nederlandse windparken TNW, OWEZ en PAWP (in scenario-naam aangeduid met min). De resultaten worden per tiplaagte-scenario weergegeven. Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gepresenteerd en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0,5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'.

Scenario	Tiplaagte IJmuiden Ver	Oorzaak additionele sterfte	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null		null		1,009	0	
nat.30	25	Aanvaringen	0,036	0,969	0,596	TRUE
nat.30	30	Aanvaringen	0,035	0,971	0,591	TRUE
nat.30	35	Aanvaringen	0,033	0,972	0,586	TRUE
nat.30	40	Aanvaringen	0,032	0,974	0,58	TRUE
nat.30.min	25	Aanvaringen	0,032	0,973	0,582	TRUE
nat.30.min	30	Aanvaringen	0,031	0,975	0,574	TRUE
nat.30.min	35	Aanvaringen	0,029	0,977	0,566	TRUE
nat.30.min	40	Aanvaringen	0,028	0,978	0,559	TRUE
int.27	25	Aanvaringen	0,034	0,971	0,589	TRUE
int.27	30	Aanvaringen	0,034	0,972	0,588	TRUE
int.27	35	Aanvaringen	0,033	0,973	0,585	TRUE
int.27	40	Aanvaringen	0,035	0,971	0,591	TRUE
int.27.min	25	Aanvaringen	0,034	0,972	0,587	TRUE
int.27.min	30	Aanvaringen	0,033	0,972	0,586	TRUE
int.27.min	35	Aanvaringen	0,033	0,973	0,585	TRUE
int.27.min	40	Aanvaringen	0,033	0,973	0,584	TRUE



Tabel 4 Resultaten populatiemodel voor **zilvermeeuw** bij verschillende tiplaagtes in windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met andere windparken binnen het Nederlands Continentaal Plat (nat.30 = Routekaart tot 2030) of internationaal in de zuidelijke Noordzee (int.27 = windparken t/m 2027). Deze simulaties zijn gedaan voor zowel het KEC 4.0 windparkscenario, als een scenario zonder de Nederlandse windparken TNW, OWEZ en PAWP (in scenario-naam aangeduid met min). De resultaten worden per tiplaagte-scenario weergegeven. Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gepresenteerd en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatieafname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0,1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'.

Scenario	Tiplaagte IJmuiden Ver	Oorzaak additionele sterfte	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0,1)	ALI-overschrijding
null		null		0,95	0	
nat.30	25	Aanvaringen	0,008	0,947	0,099	FALSE
nat.30	30	Aanvaringen	0,008	0,947	0,096	FALSE
nat.30	35	Aanvaringen	0,008	0,946	0,102	TRUE
nat.30	40	Aanvaringen	0,008	0,947	0,098	FALSE
nat.30.min	25	Aanvaringen	0,007	0,947	0,085	FALSE
nat.30.min	30	Aanvaringen	0,007	0,947	0,087	FALSE
nat.30.min	35	Aanvaringen	0,007	0,947	0,087	FALSE
nat.30.min	40	Aanvaringen	0,007	0,947	0,085	FALSE
int.27	25	Aanvaringen	0,004	0,948	0,053	FALSE
int.27	30	Aanvaringen	0,004	0,948	0,055	FALSE
int.27	35	Aanvaringen	0,004	0,948	0,058	FALSE
int.27	40	Aanvaringen	0,004	0,949	0,052	FALSE
int.27.min	25	Aanvaringen	0,004	0,949	0,052	FALSE
int.27.min	30	Aanvaringen	0,004	0,949	0,05	FALSE
int.27.min	35	Aanvaringen	0,004	0,949	0,05	FALSE
int.27.min	40	Aanvaringen	0,004	0,949	0,048	FALSE



Onderdeel 3: Nieuwe dichtheidskaart en uitwijkingspercentage voor jan-van-gent

Het geschatte aantal aanvaringssslachtoffers onder jan-van-gent in kavels I t/m IV van IJmuiden Ver bij een tiplaagte van 25 m daalt aanzienlijk (Tabel 5) wanneer gerekend wordt met dichtheden op basis van Waggit *et al.* (2020) en een uitwijkingspercentage van 99,6% (Leemans & Gyimesi 2022). Op basis van de nieuwe berekeningen vallen in kavel I bij alternatief 1 en 2 respectievelijk nog maar 7 en 5 aanvaringssslachtoffers, ten opzichte van respectievelijk 53 en 39 bij eerdere berekeningen voor het achtergronddocument voor het MER (van der Vliet *et al.* in prep.). In kavel II daalt het geschatte aantal aanvaringssslachtoffers van respectievelijk 57 en 43 naar respectievelijk 7 en 5. Ook in kavel III en IV liggen de geschatte aantallen aanvaringssslachtoffers met dichtheden op basis van Waggit *et al.* (2020) en een uitwijkingspercentage van 99,6% op 7 en 5 slachtoffers voor respectievelijk alternatief 1 en 2. De geschatte aantallen slachtoffers door habitatverlies liggen op basis van de nieuwe dichtheden en het nieuwe macro-uitwijkingspercentage afgerond op 1 slachtoffer.

Tabel 5 Het geschatte aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder jan-van-gent in windenergiegebied IJmuiden Ver voor de twee verschillende turbinealternatieven (habitatverlies is gelijk voor beide alternatieven) zoals 1) berekend voor kavel I en II in het achtergronddocument voor het MER (van der Vliet et al. in prep.) op basis van dezelfde dichtheden die zijn gebruikt in KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) en een uitwijkingspercentage van 98,9% (cf. Cook et al. 2018), en 2) voor kavel I t/m IV op basis van dichtheden van Waggit et al. (2020) en een uitwijkingspercentage van 99,6% (cf. Leemans & Gyimesi 2022). De getallen voor kavel III en IV op basis van vogeldichtheden en uitwijking conform de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) waren niet voorhanden voor onze studie.

dichtheden	uitwijking %	kavel	aanvaringen		habitatverlies
			alt. 1	alt. 2	
1. cf. Potiek <i>et al.</i> 2022b	98,9	I	53	39	2
		II	57	43	3
2. o.b.v. Waggit <i>et al.</i> 2020	99,6	I	7	5	1
		II	7	5	1
		III	7	5	1
		IV	7	5	1

In voorliggende berekeningen is de sterke daling in aantallen slachtoffers is het gezamenlijke effect van de aanpassing van de uitwijkpercentages en het gebruik van andere vogeldichtheden. In alle windparken buiten de broedtijd en bij windparken verder dan 120 km vanaf kolonies in de broedtijd is nu een uitwijkpercentage van 99,6% gebruikt in plaats van 98,9%. Dit betekent in de praktijk dat in plaats van 1,1% van de vogels slechts 0,4% van de vogels door het rotoroppervlak vliegt. In andere woorden, een verandering van ca. twee-derde minder vogels, wat verhoudingsgewijs ook een even grote vermindering in het aantal slachtoffers met zich meebrengt (Welcker & Vilela 2019; Masden *et al.* 2021). De resterende vermindering in het aantal slachtoffers is teweegebracht door de nieuwe dichtheidskaarten. Gemiddeld genomen waren de dichtheden van jan-van-genten in alle windparken in de zuidelijke Noordzee volgens de dichtheidskaart van Waggit *et al.* (2020) ca. 60% lager dan in de KEC 4.0 dichtheidskaart. Op de kaarten van Waggit



et al. (2020) toonden de jan-van-genten echter een natuurlijkere verspreiding: hogere dichtheden in windparken vlakbij de kolonies in het Verenigd Koninkrijk dan in de KEC 4.0 kaarten, tegenover lagere dichtheden in windparken verder van de kolonies, zoals in Belgische en Nederlandse wateren. In deze laatste gebieden kwamen in de KEC 4.0 kaart juist even hoge dichtheden voor als in windparken vlakbij de kolonies, wat vermoedelijk een artefact van de hogere telinspanning in deze gebieden was (Collier et al. 2022).

De nieuwe slachtoffergetallen op basis van Waggit et al. (2020) en nieuwe uitwijkpercentages buiten broedgebied en broedseizoen geven duidelijk andere uitkomsten in de populatiemodellen (Tabel). Voor zowel het nationale als het internationale scenario blijft de kans op een onacceptabele afname (30%) ruim onder de drempelwaarde van 0,5.

Tabel 5 Resultaten populatiemodel voor jan-van-gent voor alternatief 1 en 2 van windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met andere windparken binnen het Nederlands Continentaal Plat (Basic 2029 = Routekaart tot 2029) en internationaal (operationele windparken t/m 2029) op basis van dichtheden uit Waggit et al. (2020) en een aangepast locatie-specifieke uitwijkingspercentage. Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALL overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALL-overschrijding
null	null		1,009	0	
Basic_2029	Aanvaringen	0,012	1,003	0,22	FALSE
Basic_2029	Habitatverlies	0,001	1,009	0,016	FALSE
Basic_2029	Totaal	0,013	1,002	0,23	FALSE
International	Aanvaringen	0,010	1,004	0,187	FALSE
International	Habitatverlies	0,001	1,009	0,027	FALSE
International	Totaal	0,011	1,004	0,195	FALSE



Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0,5)	ALI-overschrijding
null	null		1,009	0	
Basic_2029	Aanvaringen	0,012	1,003	0,207	FALSE
Basic_2029	Habitatverlies	0,001	1,009	0,02	FALSE
Basic_2029	Totaal	0,012	1,003	0,216	FALSE
International	Aanvaringen	0,010	1,004	0,177	FALSE
International	Habitatverlies	0,001	1,009	0,011	FALSE
International	Totaal	0,010	1,004	0,192	FALSE

Conclusie

Aangepaste tiplaagtes en cumulatief-scenario voor de jan-van-gent en zilvermeeuw

Verandering van de tiplaagtes en aanpassen van het cumulatieve scenario, zoals bijvoorbeeld het weglaten van TNW, OWEZ en PAWP uit het Nederlandse scenario, resulteerde voor de *jan-van-gent* niet in kwalitatief andere resultaten dan in eerdere berekeningen. Alle onderzochte scenario's resulteerden in een overschrijding van de ALI-drempelwaarde.

Voor *zilvermeeuw* lagen de uitkomsten van de tiplaagteverhoging in het nationale scenario wel onder, maar zeer dicht bij de drempelwaarde, en bij één tiplaagte-scenario is de drempelwaarde zelfs overschreden. Bij het weglaten van TNW, OWEZ en PAWP is bij alle nationale scenario's een overschrijding van de drempelwaarde uit te sluiten. Voor het internationale scenario lag de causaliteitskans ook ruim onder de drempelwaarde, en daarom is de kans op een overschrijding uit te sluiten.

Nieuwe dichtheidskaarten en uitwijkpercentage voor de jan-van-gent

Het aanpassen van de dichtheidskaarten en het uitwijkpercentage voor de *jan-van-gent* resulteerde in grote veranderingen in het aantal slachtoffers. Ook in de populatiemodellen was een groot effect te zien: als gevolg van deze aanpassingen werd de drempelwaarde in geen van de scenario's overschreden.



Literatuur

- Caswell, H., 2000. Matrix population models. Sinauer Sunderland, MA, USA
- Collier, M.P., A. Potiek, V. Hin, J.J. Leemans, F.H. Soudijn, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Northern gannet collision risk with wind turbines at the southern North Sea. Extension of the impact assessment for KEC 4.0, additional analyses of the assessment framework, Rapport 22-052. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Cook, A.S.C.P., E.M. Humphreys, F. Bennet, E.A. Masden & N.H.K. Burton, 2018. Quantifying avian avoidance of offshore wind turbines: Current evidence and key knowledge gaps. *Marine Environmental Research* 140: 278-288.
- Hin, V., 2021. KEC4popmodels: Matrix population models to assess mortality effects of Offshore Wind Parks on seabird Populations. Rpackage. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Leemans, J.J., R.S.A. van Bemmelen, R.P. Middelveld, J.J. Kraal, E.L. Bravo Rebolledo, D. Beuker, K. Kuiper & A. Gyimesi, 2022. Bird fluxes, flight- and avoidance behaviour of birds in offshore wind farm Luchterduinen, Rapport 22-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R.H. Jongbloed, M.J.M. Poot, v.d.W. J.T. & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES Report C166/14 IMARES, Wageningen.
- Masden, E.A., A.S.C.P. Cook, A. McCluskie, W. Bouten, N.H.K. Burton & C.B. Thaxter, 2021. When speed matters: The importance of flight speed in an avian collision risk model. *Environmental Impact Assessment Review* 90: 106622.
- McGregor, R.M., S. King, C.R. Donovan, B. Caneco & A. Webb, 2018. A Stochastic Collision Risk Model for Seabirds in Flight. *Marine Scotland*.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold & M.P. Collier, 2021. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss, Rapport 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Skov, H., S. Heinanen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report—April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.
- Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022a. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Soudijn, F.H., C. Chen, A. Potiek & S. van Donk, 2022b. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Memo to supplement the seabird assessment reports within KEC ("Kader Ecologie en Cumulatie") 4.0. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi, in prep. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe,



S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology* 57(2): 253-269.

van der Wal, J.T., R.C. Fijn, A. Gyimesi & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the southern North Sea. Additional note to IMARES Report C166/14 IMARES, Wageningen.

Welcker, J. & R. Vilela, 2019. Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas. Technical report. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Husum.

Voor vragen over deze notitie kunt u contact opnemen met A. Gyimesi.

Akkoord voor uitgave: Teamleider Bureau Waardenburg
R.C. Fijn, MSc.

Paraaf:

Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv; opdrachtgever vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Pondera Consult B.V.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Bureau Waardenburg bv hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.



Bureau Waardenburg, Varkensmarkt 9 4101 CK Culemborg, 0345 51 27 10, info@buwa.nl, www.buwa.nl

Bijlage 6
Achtergrondrapportage onderwatergeluid



Offshore windenergiegebied IJmuiden Ver

Effecten van aanleg van kavel I en II (perceel 2) op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis

Definitief d.d. 31 maart 2023



*onderzoek en advies in
waterbeheer en ecologie*

Inhoud

1	Inleiding	3
1.1	Achtergrond en kader	3
1.2	Windenergiegebied IJmuiden Ver (perceel 2)	4
2	Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark.....	6
2.1	Overzicht stappen effectbepaling.....	6
2.2	Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan.....	7
2.3	Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden	10
2.4	Effectbeoordeling en toetsing	16
3	Effecten van aanleg kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.....	18
3.1	Inleiding	18
3.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren.....	18
3.3	Effecten op Natura 2000-gebieden	26
3.4	Effecten op beschermde soorten	29
3.5	(Verder) beperken van effecten door het nemen van aanvullende maatregelen	30
4	Cumulatieve effecten	32
4.1	Afbakening.....	32
4.2	Cumulatieve effecten windenergiegebied IJmuiden Ver.....	32
4.3	Cumulatieve effecten wind op zee 2026 – 2030	37
5	Onzekerheden en leemten in kennis.....	41
5.1	Procedure voor het bepalen van populatie-effecten	41
5.2	Overige onzekerheden.....	43
6	Referenties	45

BIJLAGEN

Bijlage 1 Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver

Bijlage 2 Effecten van impulsief geluid op het gehoor (PTS)

Bijlage 3 Modelleringsgeofysische surveys

1 Inleiding

1.1 ACHTERGROND EN KADER

Bij het heien van funderingen voor windturbines wordt veel geluid geproduceerd, waardoor zeer hoge geluidsniveaus in de omgeving van de heilocatie kunnen ontstaan. Afhankelijk van de afstand waarop dieren zich van de bron bevinden, kan dit bij zeezoogdieren tot effecten op het gedrag leiden of tot fysiologische effecten, zoals een tijdelijke of permanente verhoging van de gehoordrempel (TTS = *temporary threshold shift* en PTS = *permanent threshold shift*).

Om ervoor te zorgen dat geen onaanvaardbare effecten van de constructie van windparken op de omvang van de populaties van belangrijke soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee ontstaan, is het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC) ontwikkeld. In de eerste versie daarvan betrof het de windenergiegebieden van het Energieakkoord uit 2013, te weten Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). Op basis van de destijds meest recente kennis en inzichten bevatte het onderdeel 'Onderwatergeluid' een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren (KEC 1.0, onderdeel onderwatergeluid: Heinis & de Jong et al., 2015). In de (kleine) update in 2016 (KEC 2.0) werd het KEC 1.0 uitgebreid met een ecologische norm voor maximaal toelaatbare effecten op de bruinvispopulatie. Het onderzoek had uitgewezen dat effecten op de bruinvispopulatie maatgevend zouden zijn. Voor de bruinvispopulatie op het NCP werd als ecologische norm gesteld dat door de aanleg van de windparken van het Energieakkoord 'de reductie van de populatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% mag zijn'. Dit is voorzichtiger dan de 80%-norm die in het kader van het ASCOBANS-verdrag is gesteld (zie Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS).

Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS

Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van impulsief onderwatergeluid voor bruinvissen is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van de populatie in het geding is. In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80% van het draagkracht-niveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het NCP is. Het met grote zekerheid instandhouden van de populatie op minimaal 95% van de huidige omvang als gevolg van de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030 kan als een veilige keuze worden beschouwd.

Met de publicatie van de routekaart windenergie op zee 2030 op 27 maart 2018 heeft het kabinet de voorziene uitrol gepresenteerd voor de verdere realisatie van windenergie op zee voor de periode 2024 tot en met 2030. In deze routekaart zijn de planning en keuze voor gebruik van drie nieuwe windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen, te weten Hollandse kust (west), Ten noorden van de Waddeneilanden en IJmuiden Ver. Om toetsing van de kavelbesluiten voor deze windenergiegebieden aan het KEC mogelijk te maken is het KEC uit 2016 geüpdatet. In dit KEC 3.0 zijn de resultaten van recent onderzoek en de nieuwste inzichten op het gebied van (de effecten van) impulsief onderwatergeluid verwerkt (Heinis & de Jong et al., 2019). In het KEC 3.0 zijn ook voorstellen gedaan voor te stellen grenzen aan de hoeveelheid tijdens de bouw te produceren onderwatergeluid (geluidsnorm) om ervoor te zorgen dat de eerder bepaalde ecologische norm voor bruinvissen niet wordt overschreden.

Op basis van recente EU-afspraken is het nodig de doelstelling voor de bijdrage van duurzame energie aan het totaal voor 2030 aan te scherpen (55% i.p.v. 49%). Een deel van de oorspronkelijke planning voor de uitrol 2030-2040 van 27 GW extra opgesteld vermogen moet daarom in de tijd

naar voren worden gehaald. Om de reductiedoelstelling van 55% in 2030 te halen, is minimaal 10 GW boven op de al geplande en gebouwde windparken nodig, die bij elkaar een vermogen hebben van ongeveer 10 GW. Aanvullend is sprake van een nog niet gepland restant van 0,7 GW, dat nodig is om de 49% reductiedoelstelling te halen. In het 'Programma Noordzee 2022-2027' is daarom ruimte gereserveerd voor 10 GW + 0,7 GW extra aan opgesteld vermogen voor 2030. In een later voorziene, partiële herziening van het Programma Noordzee 2022-2027 zal de aanvullende 17 GW worden opgenomen om zo aan de totale opgave van 27 GW te komen.

Het kabinet heeft in in maart 2022 middels het Programma Noordzee 2022 – 2027 zoekgebieden aangewezen om extra windparken voor de versnelling in de periode tot 2030 te kunnen realiseren (Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022). Van de geselecteerde zoekgebieden is verondersteld dat ontwikkeling binnen deze periode, onder voorwaarden, mogelijk is. Ook voor de windparken in deze, nieuw aan te wijzen gebieden zijn de cumulatieve effecten volgens de KEC-methodiek bepaald (KEC 4.0). Naast een update van de scenario's voor de aanleg van wind op zee, is daarbij ook een aantal verbeteringen in de KEC-procedure geïmplementeerd. Zo is de methodiek uitgebreid om ook de effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden te kunnen bepalen, zijn recentere gegevens over de populatiedichtheden van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden op de Noordzee gebruikt en is het bepalen van het aantal verstoorde dieren rond een heilocatie verbeterd door gebruik te maken van nieuwe dosis-effect relaties in plaats van de in voorgaande KEC-versies toegepaste discrete drempelwaarde voor verstoring (Heinis & de Jong et al., 2022).

De opgedane inzichten en de resultaten van de berekeningen van het KEC 4.0 vormen het uitgangspunt voor de bepaling en de beoordeling van de effecten van de kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.

1.2 WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER (PERCEEL 2)

In het windenergiegebied IJmuiden Ver zullen zes kavels worden uitgegeven, waaronder kavel I en kavel II. Voor deze kavels wordt geen alternatieve verkaveling onderzocht. Om een beeld te krijgen van de maximale bandbreedte van de effecten van de constructie van het windpark op zeezoogdieren zijn bij het bepalen en beoordelen ervan twee alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1, een opstelling met 67 turbines van 15 MW;
- Alternatief 2, een opstelling met 50 turbines van 20 MW.

Daarnaast is, in tegenstelling tot eerdere effectonderzoeken, voor beide alternatieven niet alleen uitgegaan van monopaalfunderingen, maar is de mogelijke toepassing van tripod- of jacketfunderingen ook onderzocht. Voor deze funderingstypen worden per windturbine respectievelijk 3 of 4 (dunnere) palen geheid.

TNO heeft voor het KEC 4.0 berekeningen uitgevoerd. Daarbij zijn voor het windenergiegebied IJmuiden Ver op een enkele, centraal gelegen locatie mogelijke effecten op bruinvissen en zeehonden onderzocht (Heinis et al., 2022). Voor de berekeningen in dit MER zijn dezelfde uitgangspunten gekozen, maar zijn voor zowel bruinvissen als zeehonden nieuwe berekeningen op meerdere locaties uitgevoerd. Er is daarbij gerekend met geluidsnormen van 160 en 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (op 750 m). De resultaten van de berekeningen zijn volgens Heinis et al. (2022) geïnterpreteerd waarna de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden zijn bepaald en beoordeeld. Een schatting van cumulatieve effecten van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief de aanleg van TenneT-platforms en het geofysisch onderzoek binnen het windenergiegebied en langs de kabeltracés maakt hier onderdeel van uit. Daarnaast is

onderzocht in hoeverre (significante) effecten op de, voor bruinvissen en zeehonden natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden zijn te verwachten en is op nationale en internationale schaal getoetst of de gunstige staat van instandhouding van de populaties in het geding is. Deze is voor alle drie de onderzochte soorten bij de laatste update in 2019 als gunstig beoordeeld, met voor de bruinvis de kanttekening dat het toekomspectief onduidelijk is. Recent is een update van het Bruinvisbeschermingsplan uit 2011 gepubliceerd (Ministerie van LNV, 2020). Hierin wordt uitgebreid ingegaan op de huidige en toekomstige bedreigingen van bruinvissen op het NCP. Ook wordt daarin geadviseerd om voor bepaalde industriële sectoren (waaronder windenergie, seismisch onderzoek) zogenaamde geluidsbudgetten vast te stellen. Via het KEC 4.0 (en eerdere versies) is daar voor de realisatie van windenergie op zee invulling aan gegeven.

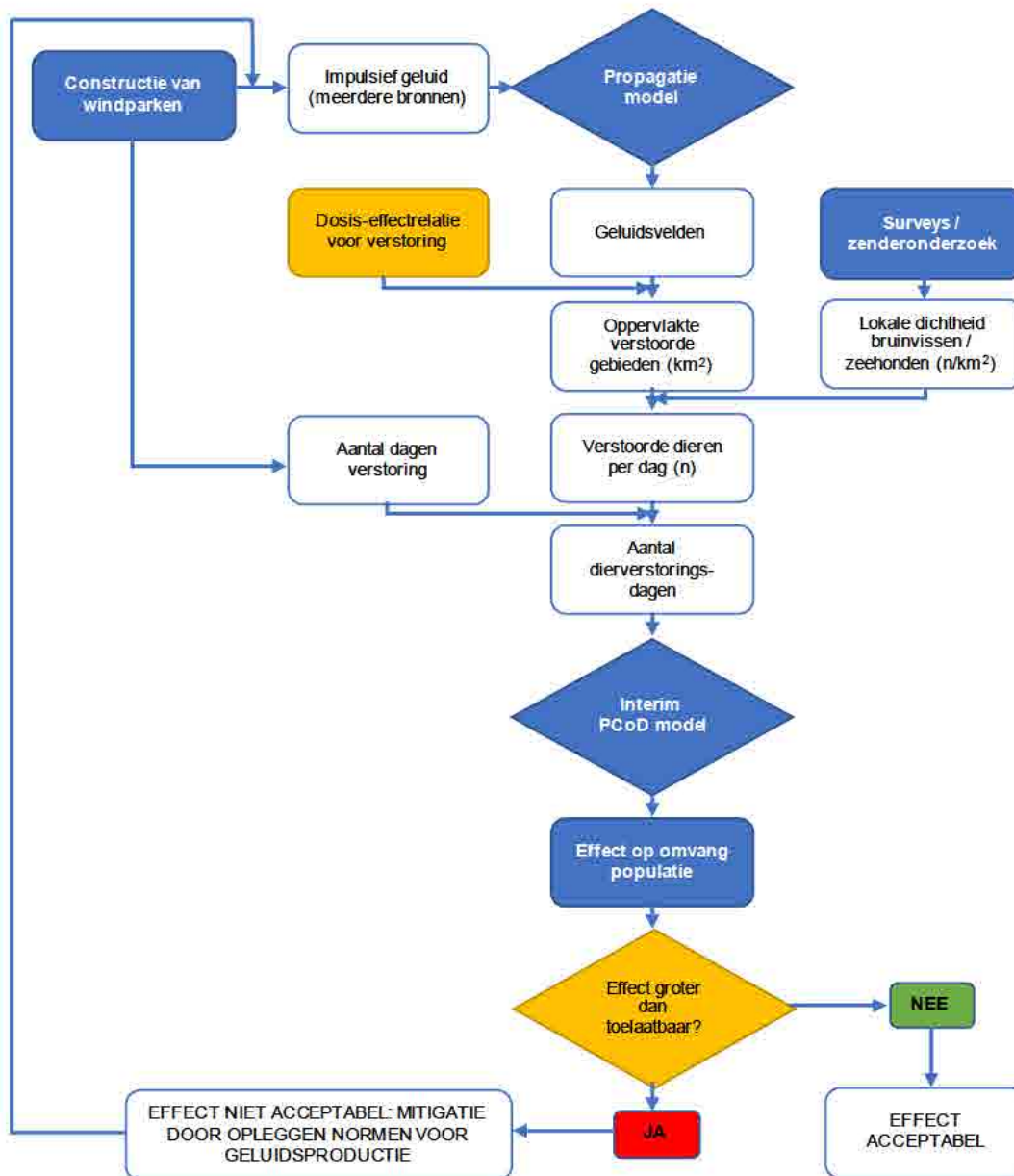
2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark

2.1 OVERZICHT STAPPEN EFFECTBEPALING

Voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de aanleg van windparken op zee op bruinvissen en zeehonden is voor het KEC 1.0 een procedure ('redeneerlijn') ontwikkeld voor het kwantificeren van de verschillende stappen in de effectketen (Heinis & de Jong et al., 2015). Deze redeneerlijn is in het KEC 3.0 opnieuw gebruikt om effecten op de bruinvispopulatie te kwantificeren en te beoordelen (Heinis & de Jong et al., 2019). In het KEC 4.0 vormt de redeneerlijn opnieuw het uitgangspunt voor het kwantificeren van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populaties van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden. Hierbij is ervan uitgegaan dat effecten van impulsief geluid op het gedrag zowel voor bruinvissen als gewone en grijze zeehonden maatgevend zijn en dat permanente effecten op het gehoor (*Permanent Threshold Shift*, PTS) niet zullen optreden. In het achtergrondrapport bij het KEC 4.0 is dit voor een *worst case* situatie onderbouwd (Heinis & de Jong et al., 2022). Bij de berekening zijn de volgende, in Figuur 2-1 weergegeven stappen te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap voor elk windpark; aan deze berekening ligt informatie over de bronsterkte, lokale omgevingsfactoren (w.o. bathymetrie en bodemsamenstelling) en kennis over de wijze waarop geluid in water propageert ten grondslag; het resultaat van deze stap is een kaart waarin het geluidsveld als gevolg van de geluidsproductie van de geluidsbron is weergegeven;
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en een geluidsdosis-effectrelatie voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
3. Berekenen van het aantal per heidag door geluid verstoorde bruinvissen en zeehonden uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van de dieren per seizoen;
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal verstoringsdagen;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie, met gebruikmaking van het Interim PCoD model (versie 5.2);
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor de uitrol van windenergie op zee tot 2030 voor bruinvissen (Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019 a, b) en de in het KEC 4.0 voorgestelde vergelijkbare doelstelling voor zeehonden (zie aan Ministerie van LNV uitgebracht advies in Bijlage A van Heinis & de Jong et al., 2022).

De hiernavolgende paragrafen 2.2 tot en met 2.4 bevatten een uitgebreidere beschrijving van de stappen die zijn doorlopen bij het bepalen van de effecten van de aanleg van de kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.



Figuur 2-1 Schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden bij de constructie van windparken op zee.

2.2 BEPALING VAN HET BRONGELUID EN DE VERSPREIDING ERVAN

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens heien (en het uitvoeren van geofysisch onderzoek). Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de constructie van windparken is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep¹ verder ontwikkelde, Aquarius 4 model (de Jong et al., 2018). Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt voor breedbandgeluid tot rekenresultaten die goed overeenkomen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus (zie Intermezzo 'Validatie Aquarius 4 model' en de Jong et al., 2018).

¹ Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33561-26.html> en www.noordzeeloket.nl/funcities-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/

Voor het berekenen van de effecten op zeezoogdieren zijn met Aquarius 4 onderwatergeluidkaarten gegenereerd.

Intermezzo Validatie Aquarius 4 model

Het hier toegepaste Aquarius 4 model is gevalideerd aan de hand van de resultaten van metingen verricht tijdens de aanleg van de windparken Gemini en Luchterduinen (de Jong et al., 2018). Daarbij zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende onderwater geluidniveaus tot op een maximale afstand van 66 km van de heillocatie. Uit deze vergelijkingen blijkt dat het gemodelleerde breedband *Single Strike Sound Exposure Level* (SELss) goed overeenkomen met de gemeten waarden in het veld. Dit geldt echter in mindere mate als naar de niveaus van afzonderlijke frequenties wordt gekeken: de voorspelde niveaus bij hogere frequenties (> 1 kHz) liggen tot 10 dB onder die van de gemeten niveaus (zie § 9.2 in de Jong et al., 2018). Het is nog niet duidelijk of dit voor deze frequenties een gevolg is van een onderschatting van het afgestraalde geluid van de paal of een overschatting van het propagatieverlies (of een combinatie daarvan). Voor het reduceren van deze onzekerheid is het van belang dat de modellen worden gevalideerd met meetgegevens van andere windenergieprojecten op zee². Genoemde onderschatting van de niveaus in de hogere frequenties hebben echter geen gevolgen voor de berekeningen van de *worst case* effecten op zeezoogdieren. Deze zijn namelijk gebaseerd op breedband geluidsniveaus en geven vanwege de goede overeenkomst tussen gemeten en gemodelleerde niveaus een betrouwbare inschatting van genoemde effecten.

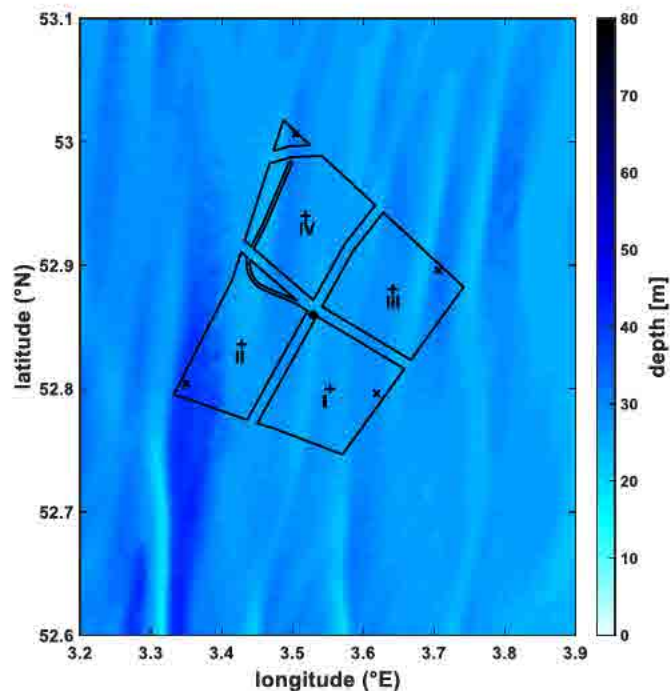
Voor het KEC 4.0 zijn effecten van de ‘routekaart 2016 en 2030 windparken’, inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW extra opgesteld vermogen berekend voor de situatie dat geluidsnormen zullen worden toegepast waardoor de propagatie van het heigeluid door het nemen van mitigerende maatregelen wordt gedempt. In deze notitie is er voor het windenergiegebied IJmuiden Ver en voor de windergiezoekgebieden van de versnelling van uitgegaan dat een geluidsnorm van SELss = 160 of 164 dB re 1µPa²s (750 m) wordt toegepast. Voor de al aangelegde of nog aan te leggen windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid), Hollandse kust (noord), Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden is uitgegaan van de in (concept)kavelbesluiten vastgelegde geluidsnormen.

Om een indruk te krijgen van de invloed van de locatie binnen het windenergiegebied op de effecten zijn voor de kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor een viertal representatieve paalposities berekeningen uitgevoerd (Figuur 2-2). De resultaten hiervan worden afgezet tegen de resultaten van de berekeningen die in het kader van het KEC 4.0 voor het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn uitgevoerd (* in Figuur 2-2). In elk van de kavels I en II is een locatie in het centrum (het zwaartepunt) en een locatie op het diepste punt gekozen. In de twee kavels ligt de waterdiepte tussen 27,2 en 41,8 m. Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen. Per locatie zijn niet alleen heigeluidberekeningen uitgevoerd voor monopaalfunderingen (twee typen), maar ook voor tripod- en jacketfunderingen. Deze worden vooral toegepast in dieper water. De uitgangspunten voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2-1. Voor overige invoergegevens wordt verwezen naar het memo van TNO in Bijlage 1.

Tabel 2-1 Turbinevarianten waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	Monopaal	Monopaal	Tripod	Jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter (m)	9	15	5	3
Hamerenergie (kJ)	4000	7000	2000	2000

² Tijdens de constructie van de windparken in windenergiegebied Borssele zijn metingen van onderwatergeluid uitgevoerd. Analyseresultaten zijn eind 2021 beschikbaar gekomen. Omdat bij Borssele met mitigatie is geheid, kon geen directe modelvalidatie worden uitgevoerd, maar is wel een empirische correctie voor de geluidreductie door verschillende geluid reducerende systemen afgeleid.



Figuur 2-2 Contouren van de vier kavels van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels. In het centrum (*) van het hele gebied ligt de voor het KEC 4.0 geselecteerde heilocatie (Heinis et al., 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op zeezoogdieren is verder het te hanteren heischema van belang. In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat in elk van de kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver 67 windturbines van 15 MW (alternatief 1) of 50 windturbines van 20 MW (alternatief 2) zullen worden opgesteld. Het heien van één monopaal turbinefundering zal, zo blijkt uit opgedane ervaring bij de aanleg van o.a. het windpark Luchterduinen, inclusief korte pauzes maximaal ongeveer 2 uur duren. Bij het gebruik van tripod- of jacket-funderingen neemt de totale duur van het heien per fundering toe, omdat per fundering meerdere kleinere palen (met een lagere hei-energie) worden geheid, respectievelijk 3 voor een tripod- of 4 voor een jacket-fundering. De totale (netto) heitijd per fundering bedraagt naar verwachting 5 – 8 uur voor tripod funderingen en 3 – 9 uur voor jacket-funderingen (Brandt et al., 2018; Graham et al., 2019)³. Dat betekent dat er in het bouwseizoen bij toepassing van monopaalfunderingen maximaal zo'n 134 uur wordt geheid voor alternatief 1 (67 palen x 2 uur) en 100 uur voor alternatief 2 (50 palen x 2 uur). Voor tripod- en jacket-funderingen is dit respectievelijk maximaal 300 en 450 uur voor 50 funderingen (alternatief 2).

Afankelijk van de weersomstandigheden en andere, technische of logistieke omstandigheden is de verwachting dat de heiwerkzaamheden bij toepassen van monopaalfunderingen binnen een periode van 3,5 tot 4 maanden (alternatief 1) of 2,5 – 3 maanden kunnen worden uitgevoerd (alternatief 2). Deze schattingen zijn gebaseerd op de totale aanlegduur van de 4 kavels in het windenergiegebied Borssele. Bij de aanleg hiervan werd een limiet gesteld aan het maximale

³ Op basis van Brandt et al. (2019) en Graham et al. (2019) is er bij de berekeningen van uitgegaan dat het heien voor een tripod- en jacketfundering gemiddeld genomen niet meer dan één dag in beslag neemt.

geluidsniveau op 750 m van de heillocatie en werden systemen voor het reduceren van het onderwatergeluid gebruikt. Bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zullen de werkzaamheden meer tijd in beslag nemen, omdat voor de aanvoer van het grotere aantal palen meer tijd nodig is. Op basis van door Graham et al. (2019) gepubliceerde gegevens voor het Beatrice Offshore Windpark is geschat dat de totale aanlegduur bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zo'n 4,5 maanden voor de 50 funderingen van alternatief 2 zal bedragen. Bij aanleg van dit windpark is geen geluidsmitigatie toegepast. In Tabel 2-2 zijn genoemde uitgangspunten samengevat.

Tabel 2-2 Uitgangspunten voor berekeningen en effectbepaling

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	67	50
Geïnstalleerd vermogen per turbine	15 MW	20 MW
Netto heitijd per funderingstype		
Monopaalfundering	2 uur	
Tripod-fundering	n.v.t.	3 – 6 uur
Jacket-fundering	n.v.t.	3 – 9 uur (gem. 5 uur)
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden		
Monopaalfundering	3,5 – 4 maanden	2,5 – 3 maanden
Tripod & jacketfundering	n.v.t.	4,5 maanden

Bij de aanleg van windparken in kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver spelen naast het heigeluid de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid een rol:

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van het TenneT-platform;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de twee geofysische surveys in het windenergiegebied, voorafgaand aan de bouw van het windpark.

Beide bronnen van impulsief onderwatergeluid zullen, tezamen met de effecten van de aanleg van windparken in de kavels III en IV in de bepaling van de cumulatieve effecten worden meegenomen.

2.3 BEREKENING VAN EFFECTEN DOOR HEIEN OP BRUINVISSEN EN ZEEHONDEN

2.3.1 Relevante effectparameters

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een – fysiologisch – effect op het gehoor waardoor de dieren als gevolg van een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, *i.e.* de ‘optelsom’ van meerdere geluidspulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat **effecten op het gedrag maatgevend** zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. Bovendien treedt, mits PTS wordt voorkomen door het toepassen van mitigatie, bij alle

mogelijk beïnvloede dieren volledig herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien). Een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel heeft voor geen van de drie soorten een negatieve invloed op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans. De frequenties waarbij in bruinvissen TTS na blootstelling aan heigeluid kan optreden, liggen niet in het frequentiegebied dat van belang is voor het vinden van voedsel via echolocatie. Bij een aan nagespeeld heigeluid blootgestelde bruinvis blijkt de verhoging zich namelijk te beperken tot een relatief smalle band van lage frequenties [Kastelein et al., 2015]. Zeehonden, die minder gevoelig voor effecten op het gehoor zijn (zie bijlage 2), maken bij het zoeken van voedsel geen gebruik van hun gehoor, maar gebruiken daarbij vooral hun snorharen.

Voor het KEC 4.0 is op grond van geüpdatete *worst case* uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen (zie Bijlage 2). Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm $SEL_{55}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van permanente effecten op het gehoor bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentie-afhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

2.3.2 Relatie tussen blootstelling aan geluid en gedragsrepons

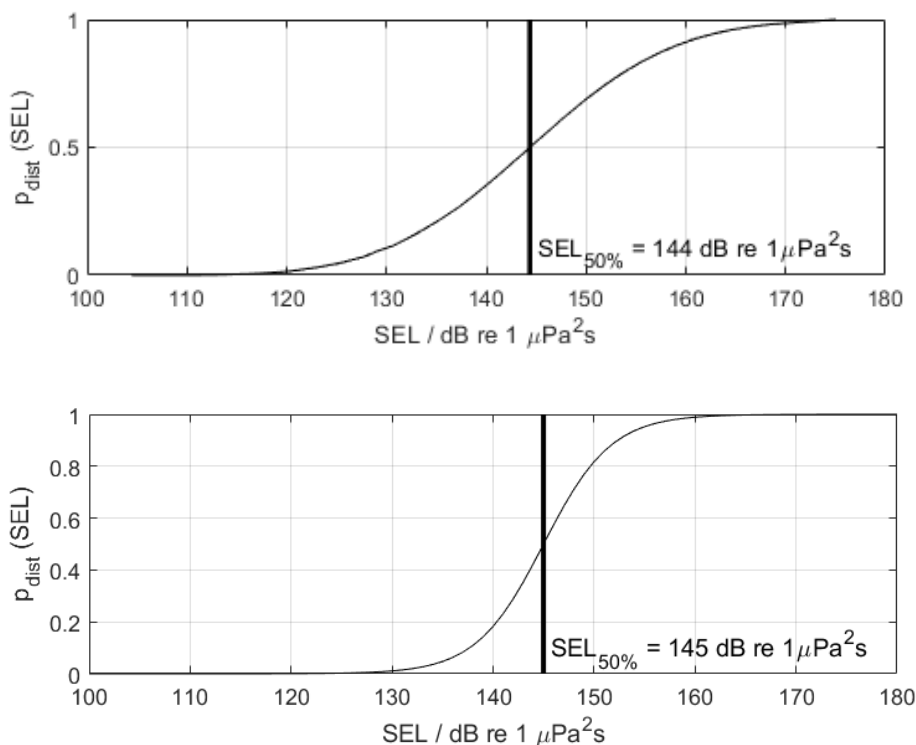
Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons⁴ zijn afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een significante gedragsverandering optreedt (verstoring).

Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor het achtergrondrapport 'Zeezoogdieren' bij het KEC 4.0 is daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-reponsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis & de Jong et al., 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al., 2018, Brandt et al., 2018, Graham et al., 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russell et al. (2016), Whyte et al.

⁴ Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrepons-schaal van Southall et al. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

(2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 2-3 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. (2022) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).

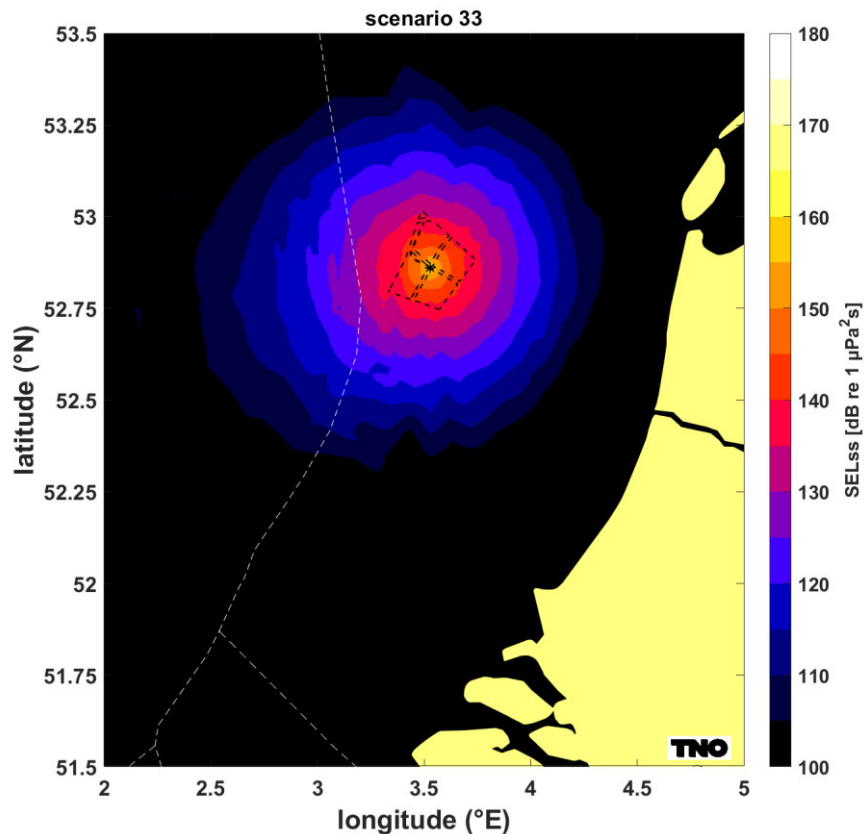


Figuur 2-3 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022 voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven SEL_{50%}-waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).

2.3.3 Toepassen effectrelaties bij bepalen van oppervlakte beïnvloed gebied

De oppervlakte rond de heilocatie waarbinnen dieren verstoord kunnen worden door het heigeluid is berekend aan de hand van de met het Aquarius 4 model gegenereerde onderwatergeluidkaarten. Hierin is de geluidverspreiding als gevolg van een enkele heiklap weergegeven (Single Strike Sound Exposure Level = SEL_{SS}). Een voorbeeld van een dergelijke geluidkaart is weergegeven in Figuur 2-4. Op grond van de in Figuur 2-3 weergegeven relaties is voor elk heiscenario (locatie, type fundering, hamerenergie) en een zogenaamd effectief verstoringsoppervlak voor bruinvissen en zeehonden berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. Voor de in Figuur 2-4 weergegeven centrale locatie bedraagt dat 626 km² voor bruinvissen en 240 km² voor zeehonden.

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen en zeehonden (PTS) zijn voor dit MER geen aparte berekeningen uitgevoerd. In § 2.3.1 is op basis van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd aangetoond dat PTS door het toepassen van een geluidsnorm van SEL_{SS}(750m) = 168 dB re 1 μPa²s of lager niet zal optreden (zie ook Bijlage 2).



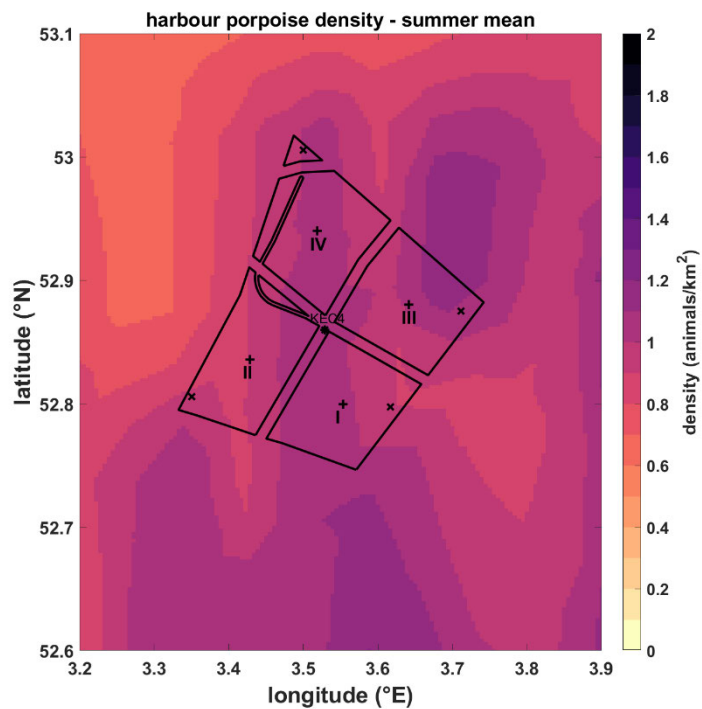
Figuur 2-4 Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale KEC 4.0-locatie bij het heien van de monopaal-fundering voor een 15 MW turbine.

2.3.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

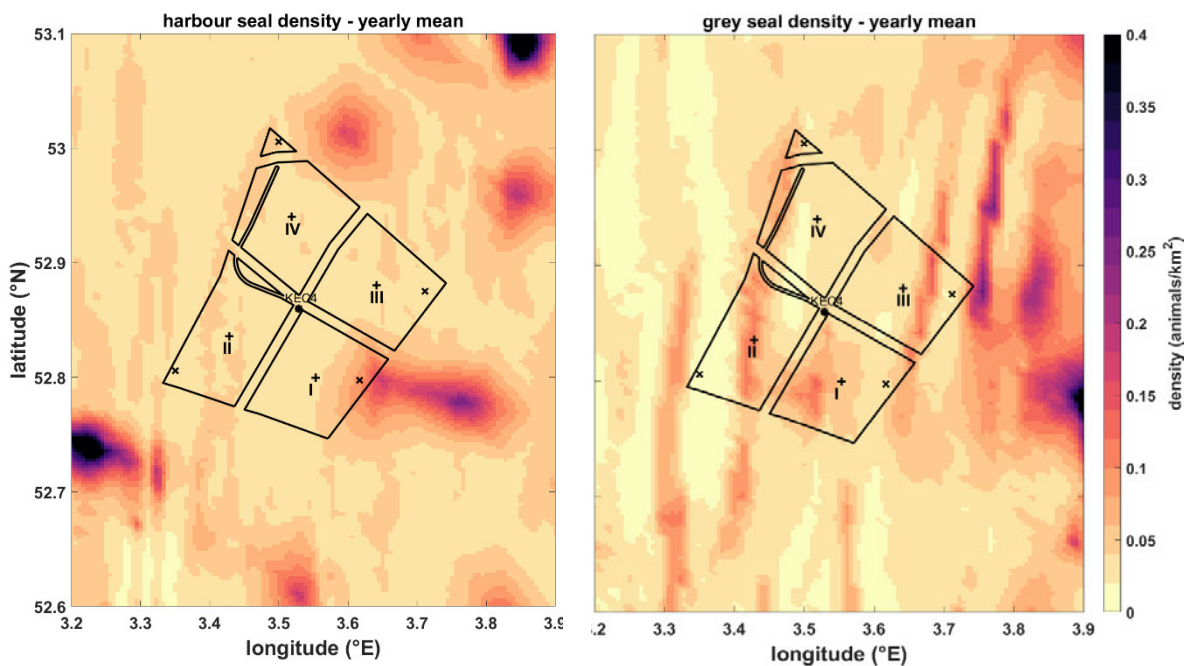
In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten). Vervolgens zijn alle, zo verkregen waarden van de punten gesommeerd.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 2-5 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 2-6 toont de jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond en en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver.



Figuur 2-5 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Figuur 2-6 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

2.3.5 Bepalen van populatie-effecten

Voor het bepalen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is uitgegaan van de aanpak en uitgangpunten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Ten opzichte van het eerdere KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn in het KEC 4.0 op basis van de meest recente kennis en inzichten opnieuw enkele verbeteringen in de stappen van de voor het KEC 1.0 ontwikkelde redeneerlijn aangebracht (zie Figuur 2-1 en begeleidende tekst). Zoals eerder aangegeven is er bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren van uitgegaan dat de effecten op het gedrag maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices, zie Intermezzo) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Intermezzo Acoustic Deterrent Devices (ADD)

Met ADD's wordt voorafgaand aan het heien gedurende korte tijd voor zeezoogdieren als hinderlijk ervaren geluid geproduceerd, waardoor zij van de heilocatie wegzwemmen (zie bijvoorbeeld Kastelein et al., 2017). Hierdoor wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden. Uit de de in Bijlage 2 weergegeven berekeningen blijkt dat de kans dat deze effecten op het gehoor bij bruinvissen en zeehonden optreden verwaarloosbaar is als ervan wordt uitgegaan dat de dieren bij de start van het heien wegzwemmen en zeer klein (m.n. bij zeehonden) als de dieren niet zouden wegzwemmen. Bruinvissen die zich bij aanvang van het heien binnen een afstand van 1,2 km van de heilocatie bevinden en niet wegzwemmen, zouden PTS kunnen oplopen als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELs (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het zou dan om maximaal 4 bruinvissen per geheide turbinefundering gaan. Bij de aanleg van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen het er zeker minder zijn, omdat een strengere geluidsnorm van SELs (750 m) = 160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ zal worden gehanteerd en omdat een 'slow start' zal worden toegepast. De hoeveelheid geluid waaraan eventuele niet wegzwemmende bruinvissen worden blootgesteld zal daardoor beduidend minder zijn.

Voor het KEC 4.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen). Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn (voor andere modellen zie Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren).

Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren

Met ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour POorpoise population in the North Sea), worden de effecten van verstoring door heigeluid op de bruinvisspopulatie geschat op basis van de beweging en het gedrag van individuele bruinvissen (Agent-Based Modelling ABM of Individual-Based Modelling IBM). Dit model was ten tijde van het KEC 1.0 nog niet beschikbaar (Van Beest et al., 2015; Nabe-Nielsen et al., 2014). Een eerste versie voor algemene toepassing kwam in april 2017 beschikbaar. Er is inmiddels van die versie een update verschenen die is te downloaden via depons.au.dk.

Naast het waarborgen van de internationale vergelijkbaarheid is een belangrijke motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het Interim PCoD model, dat voor het zuidelijke deel van de Noordzee gegevens ontbreken over beweging en gedrag van individuen in de ruimte en tijd. Voor zeehonden zijn dergelijke data wel beschikbaar en zou de energetische consequentie van een interruptie in foeragemogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New et al., 2014, Costa 2012). Een op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik wordt gemaakt, is in ontwikkeling (WMR, G. Aarts c.s.), maar nu nog niet beschikbaar. Effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn daarom, net als voor bruinvissen met de meest recente versie van het Interim PCoD model bepaald.

In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (= aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal **dierverstoringsdagen**) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (*vital rates*). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel *expert elicitation* proces, aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een 'full' PCoD model (cf. New et al., 2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn twee workshops gehouden waarin via *expert elicitation* op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis 2018; Booth et al., 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het Interim PCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven⁵. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het Interim PCoD model (<http://www.smruconsulting.com>).

Het totale aantal **dierverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (zie § 2.3.4) te vermenigvuldigen met het aantal **heidagen**. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model versie 5.0 (en later) wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij **bruinvissen** die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze. Voor **zeehonden** is in het model van een langere verstoringsduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitation over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringsduur zou moeten zijn⁶.

2.4 EFFECTBEOORDELING EN TOETSING

2.4.1 Principes

De laatste stap van de redeneerlijn betreft het beoordelen van de geschatte populatieafname en de toetsing aan het, door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare effect op de populatie. In het vergunningstraject rond de kavels I en II van windenergiegebied Borssele is, mede op basis van advies van de Commissie m.e.r. voor bruinvissen een ecologische norm, te weten een maximaal toelaatbaar effect, voor de windparken van het Energieakkoord vastgelegd met een bijbehorend stelsel van geluidnormen. De principes hiervan zijn vastgelegd in de KEC-update 2016 (Ministerie EZ & Ministerie IenM 2016a, b). Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie was dat met grote zekerheid (95%) moest kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee van het Energieakkoord met niet meer dan 5% zou afnemen.

Bij het KEC 3.0 en KEC 4.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of *Acceptable Level of Impact*) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV is

⁵ Een beta-versie van het geüpdatete Interim PCoD model is al in 2018 gebruikt voor de KEC 3.0 berekeningen van de cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie (zie Heinis et al., 2019).

⁶ Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de vital rates van een kortere verstoringsduur zijn uitgegaan.

voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen. Het ministerie van LNV heeft erkend dat dit een veilige grens is en stelt voor deze ecologische norm nog niet vast te stellen, maar als 'werknorm' in het KEC 4.0 te gebruiken.

In overeenstemming met het KEC 4.0 is dus van de volgende ecologische norm uitgegaan:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5%).”

Bij een verwachte overschrijding van de ecologische norm voor bruinvissen of zeehonden, kunnen windparken uitsluitend worden aangelegd als dusdanige mitigerende maatregelen worden getroffen dat wel aan de ecologische norm wordt voldaan. De Nederlandse overheid stelt daartoe een limiet aan de maximaal te produceren hoeveelheid onderwatergeluid.

2.4.2 Beoordeling van de effecten van aanleg windparken in IJmuiden Ver

Voor het onderzoek naar de effecten op zeezoogdieren van de aanleg van windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver vormen de dierverstoringsdagen die ten grondslag liggen aan de Interim PCoD berekeningen voor het KEC 4.0 het referentiekader. Het aantal berekende dierverstoringsdagen door aanleg van de kavels van IJmuidenVer wordt daarom vergeleken met de voor hetzelfde windenergiegebied berekende dierverstoringsdagen in het KEC 4.0. Als dat aantal kleiner of vergelijkbaar is met dat van het KEC 4.0, kan ervan worden uitgegaan dat de effecten op de populaties van bruinvissen of zeehonden in cumulatie met de effecten van de aanleg van de andere windparken in de periode 2016 – 2030 ook kleiner of vergelijkbaar zijn.

3 Effecten van aanleg kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver

3.1 INLEIDING

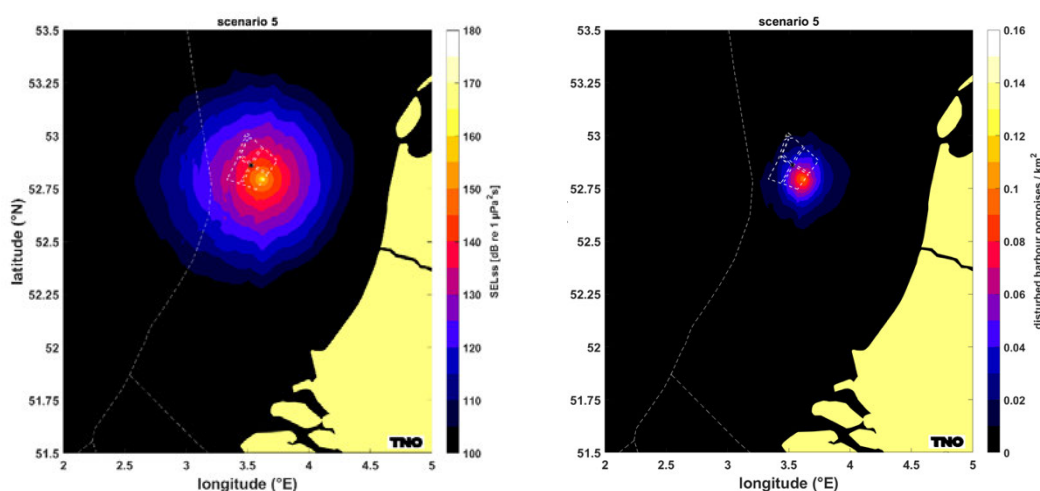
Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van twee kavels van elk 1.000 MW in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen. De berekeningen zijn uitgevoerd voor twee paalposities per kavel (Figuur 2-2). Verder is er voor de berekening van de maximale omvang van het effect van uitgegaan dat het breedbandgeluidsniveau op 750 meter van de heilocatie 160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bedraagt. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 3.2 beschreven. De toetsing van de effecten aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 3.3, waarna in § 3.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Wet natuurbescherming (Wnb).

3.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

3.2.1 Bruinvis

Effecten op het gedrag van bruinvissen

In Figuur 3-1 is de door TNO berekende verdeling van het voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure⁷ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidsniveau is gesteld. In het weergegeven voorbeeld is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een verstoord gebied van 568 km^2 . Het rechterpaneel van Figuur 3-1 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per km^2 . Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel I, is berekend dat op een heidag 566 bruinvissen worden verstoord.



Figuur 3-1 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{SS} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km^2 a.g.v. heien op deze locatie (rechts).

⁷ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoord gebied.

De berekende effecten van het heien voor de aanleg van turbinefunderingen in kavel I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op bruinvissen zijn opgenomen in Tabel 3-1 en Tabel 3-2.

Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie Figuur 2-2). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van bruinvissen zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	568 – 611	643 – 694	626
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	566 – 599	587 – 638	596
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	38,0 – 40,1	39,3 – 42,8	39,9

Tabel 3-2 Als Tabel 3-1 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	523 – 575	552 – 655	598
Tripodfundering	490 – 547	506 – 541	576
Jacketfundering	486 – 542	515 – 622	570
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	522 – 563	504 – 627	569
Tripodfundering	488 – 537	470 – 572	549
Jacketfundering	485 – 532	418 – 493	543
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	26,1 – 28,1	25,2 – 30,1	28,5
Tripodfundering	24,4 – 26,8	23,1 – 28,8	27,5
Jacketfundering	24,2 – 26,6	23,4 – 28,6	27,1

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m.
- Afgemeten aan het aantal dierversoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvispopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot 1,4 – 1,5 maal zo veel dierversoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).
- Voor de twee kavels zijn vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel I berekende effecten zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in bruinvisdichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 2-5).
- In vergelijking met het aantal dierversoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte getal in Tabel 3-1) liggen de berekende waarden voor de kavels I en II in dezelfde orde van grootte.

Voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen ook berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = 164

dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Zoals hiervoor beargumenteerd zijn de berekende verschillen binnen en tussen de kavels klein en mede vanwege diverse modelonzekerheden niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Bijlage 1). TNO heeft daarom voor deze studie de rekenresultaten voor de 8 locaties in de kavels I – IV gemiddeld en een beeld van de bandbreedte van de schatting gegeven via de standaarddeviatie (zie Bijlage van TNO in Heinis, 2023). De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringdagen weergegeven in Tabel 3-3. Ter vergelijking zijn de over de vier kavels gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SELss (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ook weergegeven, evenals het aantal bruinvisverstoringdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidnorm van SELss (750) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ tot een toename van het aantal bruinvisverstoringdagen leidt van ca. 51 – 56% in vergelijking met het toepassen van SELss (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en is het aantal (berekende) bruinvisverstoringdagen bij de ruimere geluidsnorm vergelijkbaar met het aantal dat voor alternatief 1 met geluidsnorm 160 dB en de KEC 4.0 locatie is berekend.

Tabel 3-3 Gemiddelde (\pm standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringdagen (1000-tallen) per kavel, voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I – IV).

Geluidsnorm SELss(750m) [dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$]	Alternatief 1 (67 turbines)		Alternatief 2 (50 turbines)	
	Monopaalfundering	Monopaalfundering	Tripodfundering	Jacketfundering
164	59 \pm 4	41 \pm 3	39 \pm 3	39 \pm 3
160	39 \pm 3	27 \pm 2	25 \pm 3	25 \pm 2
KEC 4.0	40			

Effecten op het gehoor van bruinvissen

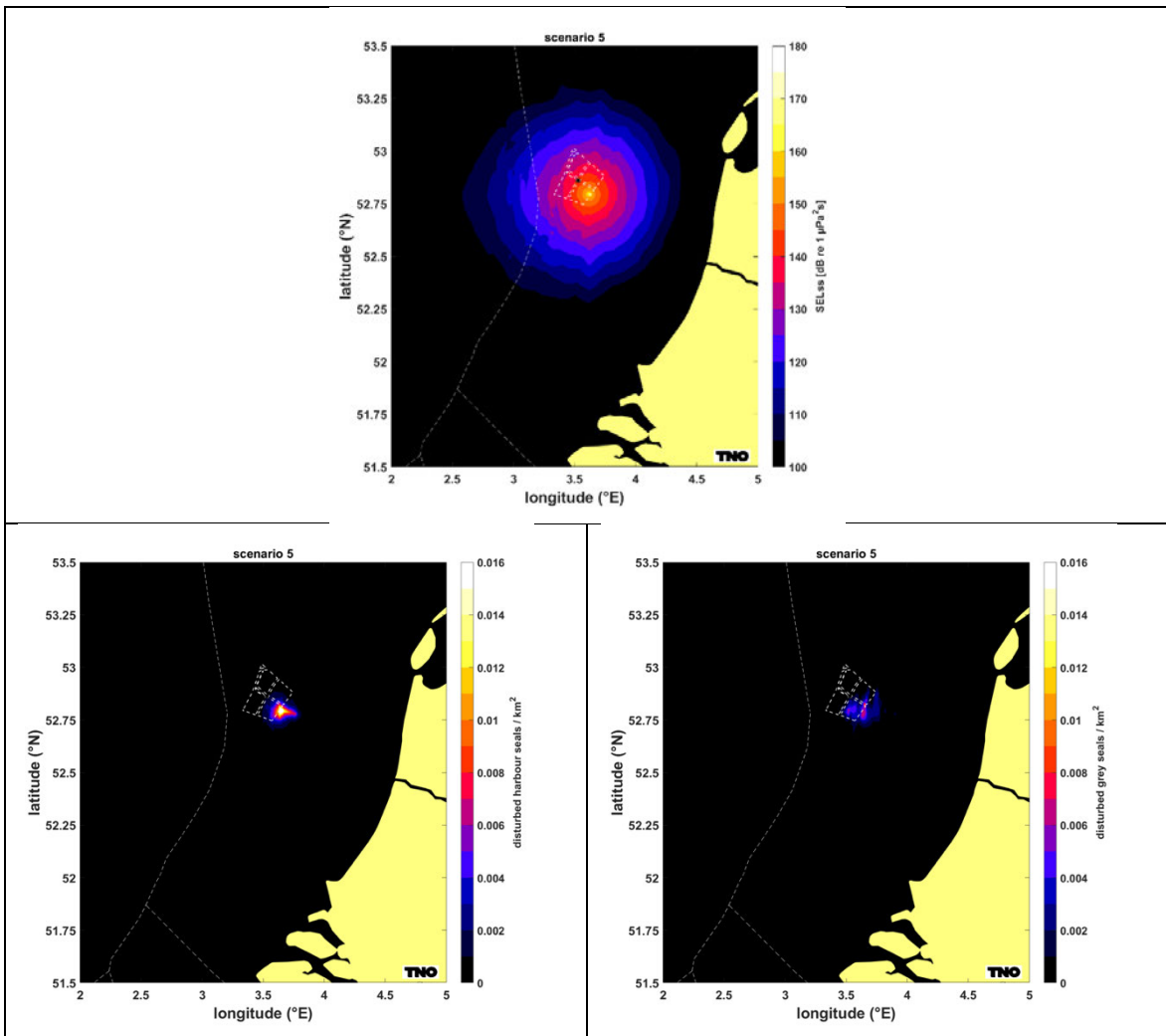
Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en bijlage 2).

3.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

In Figuur 3-2 is de door TNO berekende verdeling van het voor gewone en grijze zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een ‘soft start’ procedure⁸ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie van SELss = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor zeehonden een verstoord gebied van 224 km². De onderste panelen van Figuur 3-2 tonen het aantal op een heidag verstoorde gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) per km². Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel I), is berekend dat op een heidag gemiddeld 13 gewone zeehonden en 9 grijze zeehonden worden verstoord.

⁸ De ‘soft start’ procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.



Figuur 3-2 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{ss} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km^2 a.g.v. heien op deze locatie.

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op gewone en grijze zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in

Tabel 3-4 en

Tabel 3-5. Afhankelijk van de periode in het jaar kunnen 3 – 31 gewone zeehonden en 7 – 23 grijze zeehonden tijdens het heien worden verstoord.

Tabel 3-4 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie Figuur 2-2) en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	224 – 235	251 – 263	240
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	5 – 38 (11 – 13)	3 – 39 (11)	3 – 31 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5 – 8,7	7,3 – 7,6	6,6
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			10,5
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 17 (11)	7 – 17 (9 – 11)	8 – 16 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5	6,3 – 7,3	7,0
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			11,3

Tabel 3-5 Als

Tabel 3-4 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	194 – 209	205 – 234	217
Tripodfundering	177 – 193	186 – 217	203
Jacketfundering	177 – 193	192 – 217	202
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	4 – 34 (10 – 11)	2 – 32 (9 – 10)	3 – 28 (9)
Tripodfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Jacketfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,7	4,5 – 4,8	4,4
Tripodfundering	4,6 – 5,3	4,0 – 4,4	4,1
Jacketfundering	4,5 – 5,3	4,2 – 4,4	4,0
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 15 (10)	5 – 16 (8 – 10)	7 – 14 (9)
Tripodfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Jacketfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,0	3,8 – 4,9	4,7
Tripodfundering	4,4 – 4,6	3,5 – 4,6	4,4
Jacketfundering	4,4 – 4,6	3,6 – 4,6	4,3

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m.
- Afgezet tegen het totale aantal zeehonden op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal op een heidag mogelijk beïnvloede dieren beperkt; voor gewone zeehonden betreft het 0,01 – 0,2% van de populatie op het NCP en voor grijze zeehonden is dat < 0,03 – 0,1%; de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsten in het Waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is.
- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot ongeveer 1,6 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).
- Voor de twee kavels zijn voor gewone zeehonden vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel II berekende effecten voor grijze zeehonden zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in de dichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn waarschijnlijk niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 2-6).

In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte waarden in

- Tabel 3-4) zijn de berekende waarden voor de kavels I en II in alle gevallen lager. Ook zijn de voor het KEC 4.0 berekende waarden aanmerkelijk hoger dan de nu berekende waarden voor de KEC 4.0 locatie. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk alleen een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de ‘versnelling’) werd uitgegaan van een geluidnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm⁹ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Het werd daarom niet zinvol geacht om voor deze windparken de berekeningen voor zeehonden nogmaals uit te voeren met de lagere geluidnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m.

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$ uitgevoerd. Dit is niet zinvol, omdat uit de berekeningen met een geluidsnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ al is gebleken dat de ecologische norm niet zou worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

Effecten op het gehoor van zeehonden

Effecten op het gehoor van zeehonden (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en Bijlage 2).

3.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

3.3.1 Instandhoudingsdoelstellingen

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariene Nederlandse Natura 2000-gebieden (ontwerp)instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Tabel 3-6).

Tabel 3-6 Instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond in Nederlandse Natura 2000-gebieden. = : behoud omvang/kwaliteit leefgebied; > : verbetering kwaliteit leefgebied.

N2000-gebied	Bruinvis		Gewone zeehond		Grijze zeehond	
	omvang	kwaliteit	omvang	kwaliteit	omvang	Kwaliteit
Waddenzee	=*	=*	=	=	=	=
Noordzeekustzone	=	>	=	=	=	=
Voordelta	=*	>*	=	>	=	=
Vlakte van de Raan	=	=	=	=	=	=
Oosterschelde	=*	=*	=	>	=*	=*
Westerschelde en Saeftinghe	=*	=*	=	>	=*	=*
Klaverbank	=	=	=	=	=	=
Doggersbank	=	=	=	=	=	=

* Doel is vastgelegd in ontwerp wijzigingsbesluit van 5 maart 2018, maar nog niet definitief vastgesteld.

Effecten van de aanleg en exploitatie van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen voor de windturbines via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

⁹ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

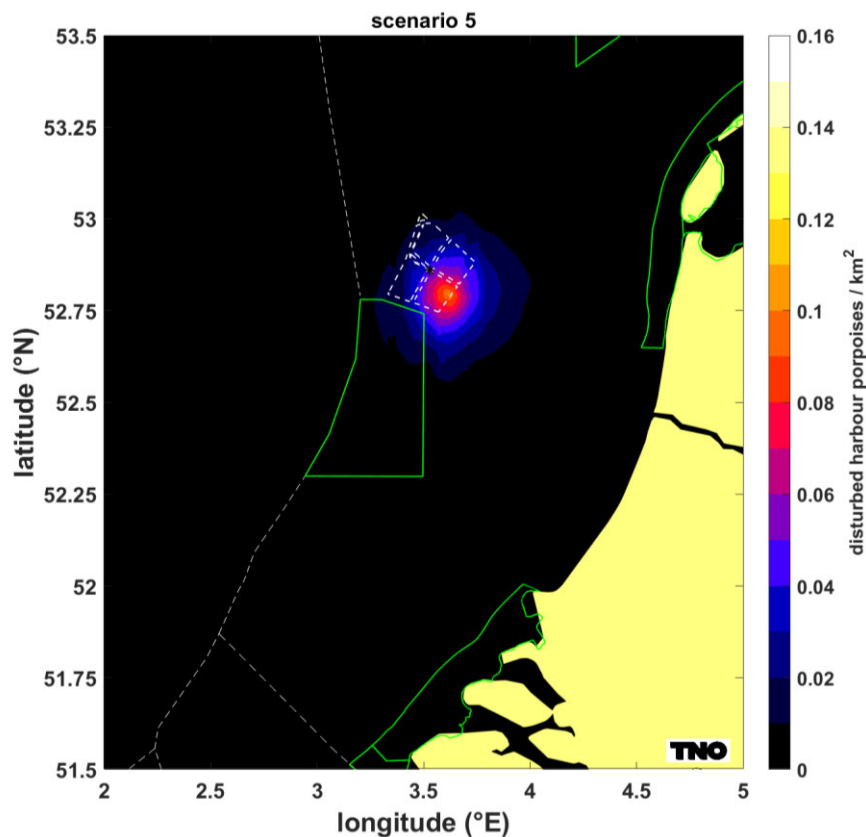
- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstorende, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvloed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in paragraaf 3.3 beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van de in Tabel 3-6 weergegeven Natura 2000-gebieden.

3.3.2 Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden (Figuur 3-3). Er is **dus geen sprake van directe externe werking**. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).



Figuur 3-3 Verstoringcontour voor bruinvissen door heien voor de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de dichtst bij de Nederlandse kust gelegen rekenlocatie (in kavel I) in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten.

Uit de in § 3.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's, waarbij ervan is uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$, is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen ligt het aantal bruinvisverstoringdagen in dezelfde orde van grootte (alternatief 1) of lager (alternatief 2). Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) zijn **uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

In het geval dat wordt uitgegaan van een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$, ligt het aantal berekende bruinvisverstoringdagen van alternatief 2 (50 turbines) in dezelfde orde van grootte als het aantal dat voor het KEC 4.0 is berekend, maar ruim 50% hoger voor alternatief 1 (67 turbines). Op de betekenis hiervan voor eventuele gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking wordt ingegaan in Hoofdstuk 4 (Cumulatieve effecten).

3.3.3 Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met een van de gebieden. Het maximaal verstoord en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 224 km² voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (566 km²). Er is dus **geen sprake van directe externe werking**. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de in § 3.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa²s. Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidnorm van SEL_{SS} = 168 dB re 1 µPa²s, berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn **uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

3.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de aanleg van windturbines in kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van bruinvissen als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5, lid 2 (opzettelijk verstoren) van de Wet natuurbescherming en daarmee dus ook in de Wet Windenergie op Zee (2014).

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring bij bruinvissen niet tot significante effecten op de populatie zal leiden als wordt uitgegaan van toepassen van een geluidsnorm van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa²s. Het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen ligt namelijk in dezelfde orde van grootte als wat voor IJmuiden I – IV in het KEC 4.0 is berekend. Dit geldt niet voor bij de constructie van alternatief 1 (67 turbines per kavel) als een hogere geluidsnorm van SEL_{SS} = 164 dB re 1 µPa²s wordt toegepast. In vergelijking met het KEC 4.0 wordt het aantal bruinvisverstoringsdagen met ongeveer 47% overschreden. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringsdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (verder § 4.3).

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

3.5 (VERDER) BEPERKEN VAN EFFECTEN DOOR HET NEMEN VAN AANVULLENDE MAATREGELLEN

In de vorige paragrafen zijn de resultaten beschreven van het onderzoek naar de effecten van de realisatie van windparken in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Er is daarbij van uitgegaan dat bij de aanleg van deze windparken een geluidnorm wordt opgelegd van SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Hierna volgt een overzicht van de verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Het overzicht bevat zowel maatregelen/mogelijkheden die nodig zijn om de gestelde geluidnorm te halen (beperken van geproduceerd geluid door heimantels, bellenschermen e.d.), maar geeft ook inzicht in mogelijke maatregelen om ecologische effecten (in de toekomst) verder te beperken.

Uit de analyses is gebleken dat effecten op het gedrag door geluidverstoring maatgevend zijn voor de omvang van het effect op de populatie. De totale omvang van deze effecten wordt uitgedrukt in het aantal dierverstoringsdagen. Op grond van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd is aannemelijk gemaakt dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permament threshold shift*) niet zullen optreden.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal dagen waarop wordt geheid (= aantal turbinefunderingen). Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoorde gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

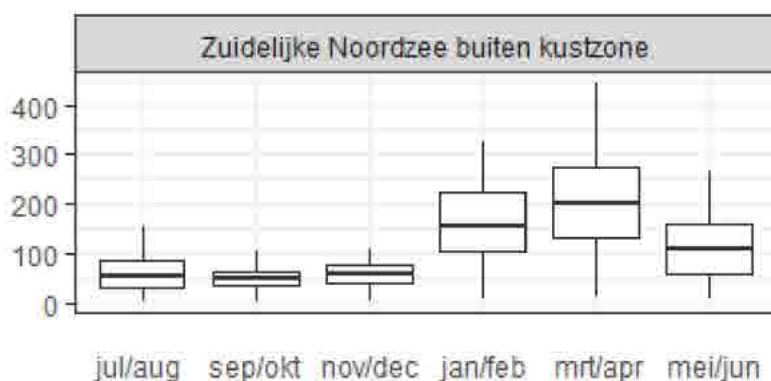
1. De oppervlakte door impulsief geluid door heien (met heihammers) verstoord gebied te beperken en/of
2. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal verstoringsdagen (= het aantal funderingen) te beperken of
4. Een andere, minder geluid producerende funderingstechniek gebruiken (bijvoorbeeld trillen, blue piling of schroeven).

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen e.d.);
- Voor de aanleg van windparken gebieden te kiezen met een relatief geringe waterdiepte. Het geluid draagt dan minder ver.

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

Voor het KEC 4.0 is voor **bruinvissen** gebruik gemaakt van de recente kaart van Gilles et al. (2020) met een schatting van de dichtheid in het zomerseizoen. Uit eerder onderzoek van Geelhoed et al. (2011) en recenter onderzoek door Soldaat & Poot (2019) is gebleken dat er grote verschillen in de verspreiding tussen de seizoenen kunnen zijn. Uit de analyse van gegevens uit de periode 1991 – 2016 die in het kader van het MWTL-programma zijn verzameld, blijkt dat in het offshore deel van de Zuidelijke Noordzee, waar het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, de dichtheid van bruinvissen duidelijk hoger is in de periode januari – juni dan in de zes maanden ervoor (Figuur 3-4). De over genoemde periode gemiddeld hoogste waarden werden in maart/april gezien.



Figuur 3-4 Voorkomen van bruinvissen in de zuidelijke Noordzee op basis van de MWTL-vliegtuigtellingen. Naar: Soldaat & Poot (2020).

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoensverschillen voor **gewone en grijze zeehonden** wel worden meegenomen. Voor de berekeningen van het aantal dierverstoringsdagen is uitgegaan van de over de maanden gemiddelde dichtheid rond de heillocatie. In Tabel 3-7 is de jaarlijkse variatie in de per kwartaal gemiddelde dichtheid in het windenergiegebied weergegeven.

Tabel 3-7 Jaarlijkse variatie in de dichtheid van gewone en grijze zeehonden in het windenergiegebied IJmuiden Ver (gemiddelden per kwartaal).

n / km ²	jan - mrt	apr - jun	jul - sep	okt - dec
gewone zeehond	0,03	0,03	0,07	0,06
grijze zeehond	0,06	0,06	0,07	0,01

Ad 3. Beperken van het aantal verstoringsdagen

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere hei-energie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsoppervlak in principe echter in zeer beperkte mate uit met welke energie wordt geheid (zie Tabel 3-1 tot en met

Tabel 3-5). Op 750 m van de heillocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen verschillende alternatieven hoegenaamd geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak is, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines voor zeezoogdieren altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines (vergelijk bijvoorbeeld dierverstoringsdagen in Tabel 3-1 met die in Tabel 3-2). Bij de keuze voor een bepaalde grootte van windturbines moet uiteraard ook met andere soorten, zoals vogels en vleermuizen rekening worden gehouden. Gebleken is dat een kleiner aantal, relatief grote turbines ook voor zeevogels en vleermuizen gunstiger uitpakt.

Ad 4. Toepassen van alternatieve funderingstechnieken

Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling) is mogelijk minder verstorend. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken een mogelijk substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast (zie § 5.2).

4 Cumulatieve effecten

4.1 AFBAKENING

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Het betreft de volgende geluidsbronnen:

- Apparatuur die wordt gebruikt voor geofysisch onderzoek in het plangebied en de kabeltracés voor het windpark (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de funderingen van de TenneT-platforms;
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de turbinefunderingen door middel van heihammers; andere niet-impulsieve funderingstechnieken (trillen, bluepiling) worden nog niet toegepast, maar veroorzaken vanwege de te verwachten lagere geluidsniveaus waarschijnlijk minder effecten op zeezoogdieren¹⁰.

Mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven. Voor wat betreft de mogelijke effecten van scheepsgeluid (door de reguliere scheepvaart) en seismische surveys betreft het reeds bestaande activiteiten; er kan van worden uitgegaan dat deze al zijn verdisconteerd in de huidige populatieomvang. Het door draaiende windturbines geproduceerde geluid is weliswaar continu, maar komt alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het achtergrondgeluid uit (Tougaard et al. 2009) en is dus geen relevante verstorende factor voor zeezoogdieren. Voor de overige bronnen van impulsief geluid geldt dat ze of niet op het NCP voorkomen (sonar) of op zo'n manier worden uitgevoerd dat effecten op zeezoogdieren worden voorkomen (explosieven).

4.2 CUMULATIEVE EFFECTEN WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER

4.2.1 Scenario

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen voor de kavels I tot en met IV, in combinatie met de constructie van twee TenneT-platforms en een seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

De TenneT-platform hebben een zogenaamde jacketfundering, die elk met 8 palen in de zeebodem worden verankerd. Er wordt in overeenstemming met het KEC 4.0 van uitgegaan dat deze met een hei-energie van 2.000 kJ worden geheid en dat per dag 2 palen worden geheid. Bij de berekeningen is er voor de funderingen van de TenneT-platforms, anders dan voor de funderingen van de windturbines, conform het KEC 3.0 van uitgegaan dat een geluidnorm van SELs (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt toegepast.

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van

¹⁰ In het SIMOX project ([/www.grow-offshorewind.nl](http://www.grow-offshorewind.nl)) wordt de toepasbaarheid van verschillende funderingstechnieken onderzocht. Metingen en modellering van het geproduceerde onderwatergeluid maken daar onderdeel van uit.

Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zeekabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TennT-platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt. De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van IJmuiden Ver hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 3.

Volgens het scenario dat voor het KEC 4.0 is ontwikkeld worden in dezelfde periode dat voor IJmuiden Ver wordt gebouwd, ook drie windparken door andere landen rond de Noordzee aangelegd. Het betreft het Duitse N-3.6, het Princess Elisabeth Fairybank windpark in België en Norfok Boreas in het Verenigd Koninkrijk. Van geen van deze windparken zullen de verstoringscontouren tijdens de aanleg overlappen met het NCP. Daarmee is uit te sluiten dat in de periode van aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver ook effecten van de aanleg van andere windparken op het aantal, aan het NCP toegerekende bruinvissen optreden.

4.2.2 Effecten op de bruinvispopulatie

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 4-1 en Tabel 4-2. Ter indicatie zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismisch onderzoek hierin ook opgenomen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Tabel 4-1 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de tweeTenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen $SEL_{SS} (750 \text{ m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	153 ± 11
Totaal funderingen turbines en platforms		164 ± 11

Tabel 4-2 Als Tabel 4-2 voor alternatief 2 (200 turbines van 20 MW).

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	105 ± 9
Aanleg Tripod-funderingen	200	99 ± 10
Aanleg Jacket-funderingen	200	98 ± 9
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 115 ± 9

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor beide alternatieven en in alle gevallen onder het totaal van ca. **169.000 bruinvisverstoringsdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Er zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij ervan is uitgegaan dat bij het heien van de turbinefunderingen een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. De resultaten van de berekeningen zijn opgenomen in Tabel 4-5 en Tabel 4-6.

Tabel 4-3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de tweeTenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen $SEL_{SS} (750 \text{ m}) = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	234 ± 16
Totaal funderingen turbines en platforms		244 ± 11

Tabel 4-4 Als Tabel 4-6 voor alternatief 2 (200 turbines van 20 MW)

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	165 ± 11
Aanleg Tripod-funderingen	200	156 ± 13
Aanleg Jacket-funderingen	200	155 ± 12
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 175 ± 9

Uit de resultaten blijkt dat bij de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 het totale aantal bruinvisverstoringsdagen het totaal van ca. **169.000 bruinvisverstoringsdagen** wordt overschreden dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Bij de constructie van turbinefunderingen en TenneT platforms volgens alternatief 2 ligt het totaal aantal berekende bruinvisverstoringsdagen in dezelfde orde van grootte als de waarde van het KEC 4.0.

Omdat de in het KEC 4.0 berekende waarde van het totaal aantal bruinvisverstoringdagen voor de kavels I – IV niet (substantieel) wordt overschreden is de conclusie dat voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten. Bij de constructie volgens alternatief 1 wordt het totale aantal bruinvisverstoringdagen voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver volgens het KEC 4.0 met ongeveer 44% overschreden. Dit betekent dat een groter deel van het ‘budget bruinvisverstoringdagen’ dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario’s, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie verder § 4.3).

4.2.3 Effecten op zeehonden

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op **gewone zeehonden** door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 4-5 en Tabel 4-6.

Tabel 4-5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	29 ± 3
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 3

Tabel 4-6 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 2
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 2
Aanleg Jacket-funderingen	50	17 ± 2
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 19 ± 2

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierversoringsdagen voor gewone zeehonden voor beide alternatieven en in alle gevallen ruim onder het totaal van ca. **4.200 dierversoringsdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de populatie van gewone zeehonden worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario’s voor de aanleg van de

kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van **grijze zeehonden**. Voor deze soort is in het KEC 4.0 berekend dat significante effecten op de populatie zijn uit te sluiten bij ca. **4.520 dierverstoringsdagen** voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met de effecten van aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in onderstaande Tabel 4-7 en Tabel 4-8.

Tabel 4-7 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	30 ± 6
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 6

Tabel 4-8 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 4
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 4
Aanleg Jacket-funderingen	50	18 ± 4
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 20 ± 4

4.2.4 Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In § 3.3.2 is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringscontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in § 4.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de

gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In § 4.2.3 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

4.2.5 Beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **bruinvissen** niet in het geding, omdat in het KEC 4.0 is vastgelegd dat aan het impulsieve geluid bij de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030 zodanige restricties worden opgelegd dat de bruinvispopulatie op het NCP met grote zekerheid (95%) op een niveau van minimaal 95% dieren zal blijven. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. De berekeningen voor het KEC 4.0 en de daarin gehanteerde geluidsnorm voor het windenergiegebied IJmuiden Ver van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ vormde de grondslag voor de berekeningen in dit rapport. Dit is ook het geval als voor de kavels I – VI van IJmuiden Ver en Nederwiek I van een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 164\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt uitgegaan (zie verder § 4.3.1).

4.3 CUMULATIEVE EFFECTEN WIND OP ZEE 2026 – 2030

4.3.1 Bruinvissen

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend (Tabel 4-9). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden uitgegaan van één universele geluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de drie soorten berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Omdat met het toepassen van deze geluidnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden, zijn voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ uitgevoerd.

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de **bruinvispopulatie** van de Noordzee en het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-10. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm **niet wordt overschreden** (en ruimte geeft voor toekomstige ontwikkelingen).

Tabel 4-9 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten.

Energieakkoord en oude routekaart 2030	Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)		
	I	II	III
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)	Zoekgebied 1 (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)
Hollandse Kust (west) VI/II			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
Ca. 10 GW	10,7 GW	12,7 GW	16,7 GW

Tabel 4-10 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm: SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 µPa²s voor windenergiegebied IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringsdagen internationaal	23,9 x 10 ⁶	23,8 x 10 ⁶	23,7 x 10 ⁶
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	1,4 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁶
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	2,9%	2,6%	2,3%

In aanvullende berekeningen zijn effecten op het totale cumulatiescenario voor de verstoring van bruinvis berekend voor tussen 160 en 168 dB liggende waarden van de geluidsnorm (Heinis, 2023). Er is daarbij voor de windgebieden IJmuiden Ver I-IV, V en VI (= IJmuiden Ver noord) en Nederwiek I (= zoekgebied 1 zuid) berekend wat het effect is als uitgegaan wordt van een hogere geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 164 dB re 1 µPa²s in plaats van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 µPa²s die in het KEC 4.0 is gehanteerd. Voor de overige windenergiegebieden van het cumulatiescenario is de geluidsnorm in de berekeningen niet aangepast.

Om een beeld te krijgen van het toepassen van een hogere geluidsnorm op het totale cumulatiescenario is een vergelijking gemaakt met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor het grootste scenario. Dit zijn de windparken van de (oorspronkelijke) Routekaart 2030 en windparken in de zoekgebieden van rekenvariant III voor de versnelde ontwikkeling van wind op zee (zie Tabel 4-9). In totaal gaat het dan om de ontwikkeling van bijna 27 GW opgesteld/op te stellen vermogen in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekening zijn weergegeven in Tabel 4-11.

Uit de berekeningen blijkt dat bij de aanleg van de kavels I – VI van IJmuiden Ver en Nederwiek I een hogere geluidsnorm dan 160 dB kan worden gehanteerd zonder dat daardoor de ecologische norm wordt overschreden. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor alle zes kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie 3,4% van het aantal bruinvis op het NCP. Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario

significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op Natura 2000- gebieden zijn uit te sluiten.

Tabel 4-11 Effect van verschillende geluidsnormen voor de berekende reductie (5% kans) van het aantal bruinvissen op het NCP als gevolg van het heien van windturbinefunderingen volgens het KEC 4.0 scenario 2016 – 2030 (variant III). Bvvd = bruinvisversoringsdagen.

Variant	Bvvd / 1000	Populatiereductie		
		# dieren	%	
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 168 dB	2.648	3.995	6,3	KEC 4.0
IJmuiden Ver I – VI + Nederwiek I: 164 dB, daarna 160 dB	1.697	2.106	3,4	Interpolatie
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 160 dB	1.517	1.797	2,9	KEC 4.0

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het **geofysisch onderzoek** dat wordt uitgevoerd: binnen **alle windenergiegebieden** waar in de periode 2016 – 2030 windturbines worden geplaatst (inclusief de versnelde aanleg van max. 16 GW extra opgesteld vermogen), én rond het geplande tracé voor de zeekebels.

Uit de resultaten van de uit het KEC 4.0 rapport van Heinis & de Jong et al. (2022) overgenomen en in

Tabel 4-12 weergegeven indicatieve berekeningen blijkt (zie bijlage 3 voor de gehanteerde uitgangspunten):

- Het totale aantal bruinvisverstoringdagen door de surveys voor de Nederlandse windparken is maximaal 4,1% van het aantal bruinvisverstoringdagen door het heien (op basis van de maximale variant III van 16,7 GW extra opgesteld vermogen) en uitgaande van het toepassen van een geluidsnorm van SELss (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bij de aanleg van IJmuiden I – IV en de zoekgebieden van de versnelling;
- De toename van de berekende 5% kans op een reductie van de populatie op het NCP is verwaarloosbaar (van 2,9% naar 3,0%).

Tabel 4-12 Berekende bruinvisverstoringdagen (bvvd) als gevolg van het uitvoeren van geofysische surveys voor de aanleg van windparken op het NCP in de periode 2016-2030 (rekenvariant III = maximumvariant van 16,7 GW extra opgesteld vermogen).

Activiteit	Wanneer	Systeem	Verstoord oppervlak per dag (km ²)	Bvvd NL-parken 2016 – 2030 (rekenvariant III)
Globale survey windenergiegebied	5 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km ²	22.664
Gedetailleerde survey windenergiegebied	1 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km ²	22.664
Globale survey kabeltracé	2 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km ²	8.148
Gedetailleerde survey kabeltracé	1 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km ²	8.148
Totaal				61.622

4.3.2 Zeehonden

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-13 en

Tabel 4-14. Er is daarbij uitgegaan van toepassing van een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver I - IV) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben, zelfs als het totale aantal dierverstoringsdagen als gevolg van het uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is¹¹. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook. Hierbij wordt aangetekend dat er in de berekeningen van is uitgegaan dat de kans dat een individuele zeehond wordt verstoord voor alle individuen uit de populatie gelijk is. Als er *worst case* van wordt uitgegaan dat een veel kleiner deel van de populatie kan worden verstoord en er sprake is van dieren die steeds naar dezelfde locatie toegaan (grote mate van plaatstrouw), neemt de kans dat een zeehond meerdere malen wordt verstoord toe. Omdat het in een dergelijke situatie om een verwaarloosbaar aandeel van de totale populatie gaat, is het effect op de populatie als geheel nog steeds nihil.

Tabel 4-13 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm: $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	92×10^3	92×10^3	92×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	48×10^3	45×10^3	44×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

Tabel 4-14 Als Tabel 4-13 voor grijze zeehonden.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	58×10^3	58×10^3	58×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	24×10^3	22×10^3	21×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

¹¹ In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de *vital rates* (overlevingskans en voortplantingssucces).

5 Onzekerheden en leemten in kennis

5.1 PROCEDURE VOOR HET BEPALEN VAN POPULATIE-EFFECTEN

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden als gevolg van een min of meer bekende variatie of onzekerheden over de aard of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook als gevolg van het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Een overzicht:

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

- Ondanks dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SEL_{SS} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SEL_{SS}. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SEL_{SS} die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral in verband met de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

- In de berekeningen voor bruinvissen is voornamelijk geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe. Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsoppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

- Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is

gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld. De Nederlandse overheid onderzoekt de mogelijkheden om hierover meer kennis te verzamelen door het zenderen van bruinvissen (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Het zal echter nog meerdere jaren duren voordat dit voldoende representatieve resultaten oplevert. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

- Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

- De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (*vulnerable subpopulation*) is een van de parameters in het *interim Population Consequences of Disturbance* (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een *vulnerable subpopulation* die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de *home range* van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018). Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de *vulnerable subpopulation* onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de *vulnerable subpopulation* een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de *vulnerable subpopulation*. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de *vulnerable subpopulation*. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de *vulnerable subpopulation*. Een keuze voor een relatieve grote *vulnerable subpopulation* reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.
- Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op *vital rates*. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en *vital rates* is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam in samenwerking met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren. Het

is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

- Aannames in iPCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters. In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch. Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de 'carrying capacity' bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?
- Toepassen van Interim PCoD model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden. Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent based*' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget. Inmiddels is door WMR, in samenwerking met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de *vulnerable subpopulation* behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

5.2 OVERIGE ONZEKERHEDEN

- Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast. Dit heeft er o.a. mee te maken dat nog niet zeker is of de monopile bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd is als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken. In het SIMOX project (Sustainable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht (www.grow-offshorewind.nl/). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de

verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

- Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen, waaronder tripod- en jacketfunderingen, 'gravity based' funderingen en drijvende windparken nu en in de toekomst. In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopilefunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods. Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopilefundering. Als dat meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.
- Continu geluid dat, met name door schepen, wordt geproduceerd tijdens de constructie- en operationele fase. Resultaten van recent onderzoek dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringafstanden dan verstoringafstanden als gevolg van (ongemitigeerd) heigeluid. In een zeer recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma-Le Gall et al., 2021). Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar. De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).
- Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

6 Referenties

- Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.
- Aarts, G., 2021. Memo “Estimated distribution of grey and harbour seals” for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Benhemma-Le Gal, A., I.M. Graham, N.D. Merchant & P.M. Thompson, 2021. Broad -scale responses of harbor porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. *Front. Mar. Sci.* 8:664724. doi: 10.3389/fmars.2021.664724.
- Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.
- Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011
- Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232.
- Brasseur, S. & G. Aarts, 2019. Memo: Gebruik van het Borndiep door zeehonden in relatie tot stroming. Een korte evaluatie op basis van beschikbare data. Wageningen Marine Research memo 1942583.
- Chudzinska, M., J. Nabe-Nielsen, S. Smout, G. Aarts, S. Brasseur, I. Graham, P. Thompson, B. McConnell, 2021. AgentSeal: Agent-based model describing movement of marine central-place foragers. *Ecological Modelling* 440 (2021) 109397.
- Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) “The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology.” Springer Science and Business Media, New York, NY, p. 423–426.
- Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar Ecol Prog Ser* 580: 221–237.
- de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.
- Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019 Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.
- Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open sci.* 6: 190335. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.190335>.
- Harwood, J., S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, 2013. A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCOD) approach: quantifying and assessing the effects

- of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. Report SMRUL-TCE-2013-014. Scottish Marine and Freshwater Science 5(2).
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.
- Heinis, F., 2023. Gevolgen van toepassen van verschillende geluidsnormen voor de bruinvispopulatie. Memo HWE d.d. 28 maart 2023.
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Kastelein, R.A., R. Gransier, M.A.T. Marijt & L. Hoek, 2015. Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. J. Acoust. Soc. Am. 137: 556 – 564.
- Kastelein, R.A., J. Huybrechts, J. Covi & L. Helder-Hoek, 2017. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to Sounds from an Acoustic Porpoise Deterrent. Aquatic Mammals 43: 233 -244. DOI 10.1578/AM.43.3.2017.233.
- Kastelein, R.A., S. van de Voorde & N. Jennings, 2018. Swimming Speed of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) During Playbacks of Offshore Pile Driving Sounds. Aquatic Mammals 44: 92 – 99, DOI 10.1578/AM.44.1.2018.92.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/11/09/bijlage-aanvullend-ontwerp-programma-noordzee-2022-2027>.
- Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022. Programma Noordzee 2022 – 2027. www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027.
- Ministerie van LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. Ecol. Modell. 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. MEPS 496:99-108.
- Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 597, 259 – 272.
- NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.
- NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.

- Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 2151-2168.
- Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019a. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee tot 2030, deelrapport A: Methodebeschrijving. In opdracht van het Ministerie van LNV.
- Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019b. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Beschrijving en Beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de routekaart windenergie op zee tot 2030, deelrapport C: Samenvatting. In opdracht van het Ministerie van LNV.
- Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*.
- Sinclair, R.R., C.E. Sparling & J. Harwood, 2020. Review of Demographic Parameters and Sensitivity Analysis to Inform Inputs and Outputs of Population Consequences of Disturbance Assessments for Marine Mammals. *Scottish Marine and Freshwater Science Vol 11 No 14*.
- Southall, B.L., A.E. Bowles, W.T. Ellison, J.J. Finneran, R.L. Gentry, C.R. Greene Jr., D. Kastak, D.R. Ketten, J.H. Miller, P.E. Nachtigall, W.J. Richardson, J.A. Thomas & P.L. Tyack, 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals*, 33(4), 411–521.
- Soldaat, L. & M. Poot, 2020. Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019. CBS research paper, projectnummer 190220.
- Southall, B.L., J.J. Finneran, C. Reichmuth, P.E. Nachtigall, D.R. Ketten, A.E. Bowles, W.T. Ellison, D.P. Nowacek and P.L. Tyack, 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals 2019*, 45(2), 125-232.
- Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. *J Exp Biol* 207: 1615-1624.
- Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. *Animal Behaviour* 74: 207-218.
- Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science* 68: 929–936.
- Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766 – 3773.
- Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90: 196–208.
- Tougaard, J., L. Hermanssen & P.T. Madsen, 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. Am.* 148 (5): 2885-2893.
- Tyack, P.L. & L. Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 29(S1):242-253.
- Verfuss, U.K., R.R. Sinclair & C.E. Sparling, 2019. A review of noise abatement systems for offshore wind farm construction noise, and the potential for their application in Scottish waters. *Scottish Natural Heritage Research Report No. 1070*.
- Vrooman, J, S.C.V. Geelhoed & M. Scheidat, 2022. Current status of tagging harbour porpoises – application tot he Dutch North Sea. Wageningen University & Research report C017/22.
- van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.

Wisniewska, D.M., M. Johnson, J. Teilmann, U. Siebert, A. Galatius, R. Dietz & P.T. Madsen, 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc. R. Soc. B* 285: 20172314.

Whyte, K.F., D.J.F. Russell, C.E. Sparling, B. Binnerts and G.D. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948-3958.

BIJLAGE 1 DE JONG, 2022 – GELUIDSBEREKENINGEN VOOR DE KAVELBESLUITEN VAN IJMUIDEN VER



Memorandum
TNO 2022 M11243

Aan
Pondera Consult

Van
Christ de Jong

Kopie aan
Floor Heinis (HWE)

Onderwerp
Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver

Defence, Safety & Security

Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag
Postbus 96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Contactpersoon

Dr. ir. CAF de Jong

Doorkiesnummer

+31888668034

Projectnummer

060 51772

1 Inleiding

Ten behoeve van de milieueffectrapportage (MER) en passende beoordeling (PB) voor de vier kavels in het offshore-windgebied IJmuiden Ver heeft TNO berekeningen uitgevoerd van de afstanden waarop het onderwatergeluid bij het heien van de turbinefunda ies effect kan hebben op bruinvissen en zeehonden.

In overleg met Pondera Consult, Witteveen + Bos (W+B) en marien ecooloog Floor Heinis (HWE) is besloten om de akoestische berekeningen voor heiwerkzaamheden op 10 geselecteerde representatieve locaties uit te voeren. Daarbij is er een bandbreedte aan scenario's opgesteld waarvoor de verspreiding van het onderwatergeluid bij het heien voor turbinefunda ies is berekend en vertaald naar het oppervlak rond de heipaal waarbinnen het geluid tot verstoring van bruinvissen en zeehonden kan leiden. Daaruit is afgeleid tot welk aantal dierverstoringsdagen de aanleg van de verschillende kavels in het gebied mogelijk kan leiden. Bij de berekeningen zijn de in de meest recente update van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 4.0) vastgelegde procedures en grenswaarden toegepast (Heinis et al, 2022).

2 Aanpak

In deze studie is met behulp van het Aquarius 4 voorspellingsmodel (de Jong et al, 2018) uitgerekend wat het te verwachten onderwatergeluidniveau (ongewogen breedband single strike sound exposure level; SELss) is op 750 m van de heilocatie, en binnen welk oppervlak rond de heilocatie bruinvissen en zeehonden verstoord worden.

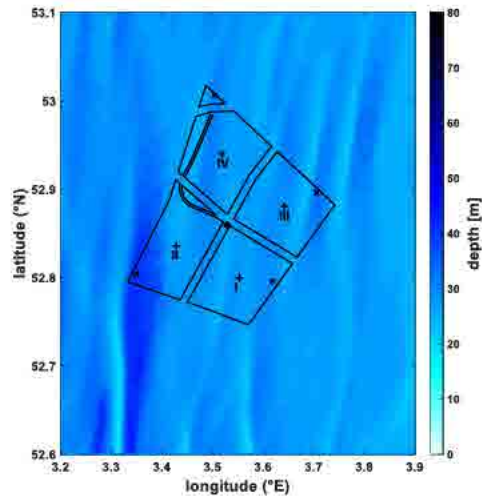
Bij het bepalen van het aantal mogelijk verstoorde dieren is gebruik gemaakt van de nieuwste methode die in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) is beschreven.

3 Heilocaties

Voor de berekeningen zijn per kavel in het zoekgebied IJmuiden Ver twee representatieve heilocaties geselecteerd:

- Het centrum van de kavel (het zwaartepunt van de shapefile)
- Het punt met de grootste waterdiepte

Figuur 1 toont de geselecteerde locaties en Tabel 1 geeft de coördinaten.



Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
2/18

Figuur 1: Contouren van de vier kavels van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels en het centrum (*) van het hele gebied, zoals geselecteerd voor de KEC 4.0 studie (Heinis et al, 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Tabel 1: Coördinaten (WGS84) van de geselecteerde heilocaties IJmuiden Ver.

Kavel	Locatie	Latitude [deg]	Longitude [deg]	Diepte [m]
I	centrum	52.7997	3.5530	27.2
I	diepste	52.7958	3.6188	30.6
II	centrum	52.8358	3.4286	26.1
II	diepste	52.8042	3.3500	41.8
III	centrum	52.8804	3.6417	28.5
III	diepste	52.8958	3.7063	33.4
IV	centrum	52.9399	3.5188	28.1
IV	diepste	53.0063	3.5042	32.2
IJver	KEC	52.8596	3.5290	25.4

4 Heiscenario's

Per kavel worden twee mogelijke alternatieven beschouwd:

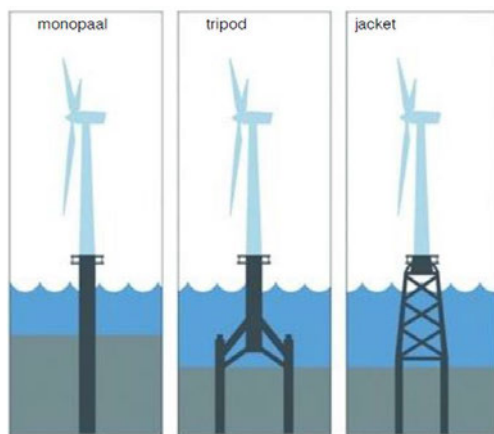
- a Installatie van 67 turbines met een vermogen van 15 MW
- b Installatie van 50 turbines met een vermogen van 20 MW

Het KEC 4.0 gaat uit van installatie van turbines met een vermogen van 15 MW of groter op monopalen met een diameter van 7.5 m. Uit gesprekken met de industrie blijkt dat nu al monopalen voor 15 MW turbines worden toegepast met een diameter van 9 à 10 meter. Voor de 20 MW turbines wordt een monopaal diameter van 15 meter onderschreven als relevant voor de realisatie van offshore wind in 2030. De hei-energie hiervoor betreft een inschatting (extrapolatie) van de huidige kennis. Vanwege bedrijfsgevoelige informatie wordt deze informatie niet gedeeld. In overleg is gekozen voor een maximale hamerklap energie van 7000 kJ. Daarnaast is rekening gehouden met de mogelijke toepassing van tripod of jacket fundaties, zie Figuur 2, die vooral toegepast worden in dieper water. Deze fundaties worden vastgezet met meerdere kleinere palen.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
3/18



Figuur 2: De drie typen turbinefundatie (figuur aangeleverd door W+B).

De heigebiedberekeningen zijn per locatie uitgevoerd voor vier verschillende turbine- en fundatievarianten van fundatie. De toegepaste invoergegevens voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2.

Tabel 2: Geschatte parameters voor de vier varianten

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	monopaal	monopaal	tripod	jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter	9 m	15 m	5	3
Wanddikte	96 mm	156 mm	56 mm	36 mm
Hamerenergie	4000 kJ	7000 kJ	2000 kJ	2000 kJ
Massa ram	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Massa aambeeld	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Contactstijfheid	20 GPa	20 GPa	20 GPa	20 GPa

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
4/18

Omdat gedetailleerde gegevens in dit stadium niet voorhanden zijn, zijn deze parameters geschat op basis van de geselecteerde paaldiameter en hamerenergie. De wanddikte is geschat met behulp van een ontwerpformule (API, 2003). De massa's van de ram en het aambeeld zijn evenals in KEC 4.0 geschat: de massa van de ram gelijk aan 1 ton/20 kJ hamerenergie en de massa van het aambeeld massa gelijk aan die van de ram. De schatting van de stijfheid van het contact tussen ram en aambeeld is in eerdere studies empirisch vastgesteld.

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de onderwater-geluiduitstraling van de heipaal op basis van de eigenschappen van hamer, aambeeld en paal, gebruik makend van een ééndimensionaal (axisymmetrisch) model van de heipaal in combinatie met het hamermodel van Deeks & Randolph (1993). De toegepaste benadering is geldig bij lage frequenties, waarbij de omtrek van de paal kleiner is dan de golflengte van compressiegolven in de paalwand. Aquarius 4 is gevalideerd voor het heien van een monopaal met 7 m diameter in het Gemini windpark (de Jong et al, 2018). De onzekerheid in de SELss berekeningen voor grotere paaldiameters kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden, zie §12.

5 Aquarius 4 propagatieberekening

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de ruimtelijke verspreiding van het onderwatergeluid onder invloed van gegevens van de omgeving (bathymetrie en geologie). In de Aquarius modellen wordt het sediment gemodelleerd als een equivalente uniforme vloeistof (zonder afschuifstijfheid of gelaagdheid). In het Wozep onderzoek is aangetoond dat deze aanname laagfrequent leidt tot een goede match met metingen van het onderwatergeluid bij het heien voor het Gemini windpark, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment (de Jong et al, 2018).

De berekeningen zijn uitgevoerd op de centerfrequenties van de tertsbanden vanaf 16 Hz tot en met 20 kHz. Het resultaat van de geluidberekeningen is de maximum waarde van het ongewogen breedband SELss over de waterdiepte.

Tabel 3 geeft een overzicht van de in de berekeningen toegepaste waarden van de omgevingsparameters. De bathymetrie (ten opzichte van het laagste astronomische getij) is verkregen uit het EMODnet dataportaal. De overige

gegevens zijn gebaseerd op standaardwaarden uit (Ainslie, 2010, tabel 4.18), aangepast voor frequenties onder 250 Hz naar aanleiding van een eerdere validatie van de berekeningsresultaten van het Aquarius 4 model met meetgegevens van het heien voor een turbinefundatie voor het Gemini offshore windpark (de Jong et al, 2018).

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
5/18

Wind boven zee en golven verstoren het wateroppervlak, waardoor geluid verstrooid en geabsorbeerd wordt, vooral bij hogere frequenties. In de huidige berekeningen gaan we uit van het worst-case scenario waarbij het effect van wind en golven verwaarloosd wordt.

Tabel 3: Omgevingsparameters voor de geluidpropagatieberekeningen

Waterdiepte	EMODnet bathymetrie, 1/8 minuut resolutie, http://www.emodnet-bathymetry.eu/ , zie Figuur 1.
Bodemtype	'medium sand' (Ainslie, 2010; Tabel 4.18; $\phi = 1.5$)
Bodem geluidsnelheid	1797 m/s
Bodem dichtheid	2136 kg/m ³
Bodem absorptie (de Jong et al, 2018)	0,88 dB/golflengte voor $f \geq 250$ Hz $\left(\frac{f}{250 \text{ Hz}}\right)^{1,8} \times 0,88$ dB/golflengte voor $f < 250$ Hz
Zeewater geluidsnelheid	1500 m/s
Zeewater dichtheid	1000 kg/m ³
Windsnelheid (10 m hoogte)	0 m/s

6 Geluidnorm

Op basis van het advies uit KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) gaan we uit van toepassing van een geluidnorm SELss(750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor het windenergiegebied IJmuiden Ver. Het is aan de bouwers om te bepalen hoe aan deze norm voldaan wordt. Daarom is bij de modellering niet uitgegaan van een specifiek oplossing, maar is de berekende geluidverspreiding (SELss) voor ongemittigeerd heien met een constante waarde verminderd zodat op 750 m van de paal juist aan de geluidnorm voldaan wordt. Daartoe is eerst de SELss bepaald op 36 equidistante punten op een cirkel met 750 m straal rond de heilocatie, door lineaire interpolatie in het rekengrid. Het verschil tussen de maximale SELss op deze cirkel en de geluidnorm (160 dB) is vervolgens op alle gridlocaties van de berekende SELss afgetrokken. Daarbij is zodoende geen rekening gehouden met het effect van de frequentieafhankelijkheid van zowel de toegepaste maatregel om aan de geluidnorm te voldoen als van de propagatie. De onzekerheid in de SELss berekeningen ten gevolge van deze benadering kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden.

7 Resultaten berekeningen onderwatergeluid

Aquarius 4 berekeningen zijn uitgevoerd voor de vier fundatievarianten op de 9 geselecteerde heilocaties (zie §3). Figuur 3 toont als voorbeeld een uitsnede van de berekende kaart van het ongewogen breedband SELss (maximum over de waterdiepte) voor het gemitigeerd heien van de fundatie van een 15 MW turbine op de centrale locatie in het IJmuiden Ver gebied, die ook voor het KEC 4.0 geselecteerd is (scenario 33 in Tabel 4).

Datum

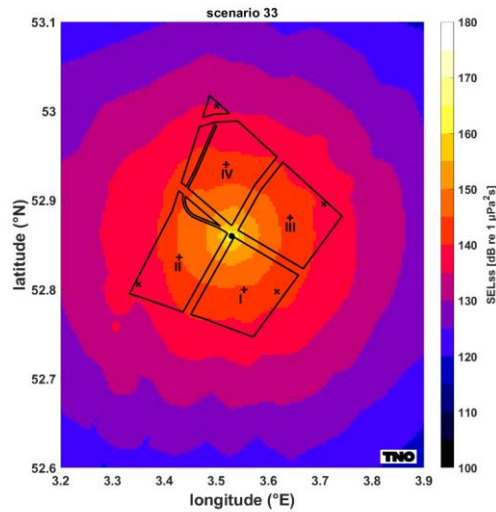
28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

6/18



Figuur 3: Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale locatie bij het heien van de monopaal fundatie voor een 15 MW turbine (scenario 33).

Tabel 4 geeft een overzicht van de berekende maximum ongewogen breedband SELss-waarden op 750 m van de heilocatie voor ongemitigeerd heien. Waarden variëren van 172 tot 188 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het gemiddelde is 181 dB, met een standaard deviatie van 6 dB. Dat betekent dat een geluidreducie van 12 tot 28 dB vereist is om binnen de norm van 160 dB te blijven. Een recent overzicht (Bellmann et al, 2020) geeft aan dat met de huidig beschikbare mitigatiemaatregelen een maximale reductie van 22-23 dB gerealiseerd is. Dat rapport geeft ook aan dat het heien van de kleinere palen voor jacket-fundaties in de praktijk niet tot lagere geluidniveaus lijkt te leiden dan het heien van monopalen, mogelijk vanwege aanstoting van trillingen in de jacket-structuur. Deze structuur is niet gemodelleerd in Aquarius 4. Bovendien kunnen mitigatiemaatregelen nabij de paal (zoals van IHC¹ en AdBm²), niet zonder meer toegepast worden bij het heien van jacket- en tripod-palen.

¹ <https://iqip.com/products/pile-driving-equipment/integrated-monopile-installer/>

² <https://adbmtech.com/>

Tabel 4: Ongewogen breedband SELs op 750 m van de heilocatie ten gevolge van ongemittigeerd heien voor de 36 rekenscenarios (4 fundatievarianten en 9 locaties).

nr	kavel	locatie	fundatie	Hamerenergie [kJ]	SELs(750m) [dB re 1 μ Pa s]
1	I	centroid	monopile	4000	185
2	I	centroid	monopile	7000	186
3	I	centroid	tripod	2000	180
4	I	centroid	jacket	2000	172
5	I	diepste	monopile	4000	186
6	I	diepste	monopile	7000	187
7	I	diepste	tripod	2000	181
8	I	diepste	jacket	2000	173
9	II	centroid	monopile	4000	185
10	II	centroid	monopile	7000	186
11	II	centroid	tripod	2000	180
12	II	centroid	jacket	2000	172
13	II	diepste	monopile	4000	186
14	II	diepste	monopile	7000	188
15	II	diepste	tripod	2000	182
16	II	diepste	jacket	2000	174
17	III	centroid	monopile	4000	185
18	III	centroid	monopile	7000	187
19	III	centroid	tripod	2000	181
20	III	centroid	jacket	2000	173
21	III	diepste	monopile	4000	186
22	III	diepste	monopile	7000	187
23	III	diepste	tripod	2000	181
24	III	diepste	jacket	2000	174
25	IV	centroid	monopile	4000	185
26	IV	centroid	monopile	7000	186
27	IV	centroid	tripod	2000	180
28	IV	centroid	jacket	2000	173
29	IV	diepste	monopile	4000	186
30	IV	diepste	monopile	7000	187
31	IV	diepste	tripod	2000	181
32	IV	diepste	jacket	2000	173
33	IJver	KEC	monopile	4000	185
34	IJver	KEC	monopile	7000	186
35	IJver	KEC	tripod	2000	180
36	IJver	KEC	jacket	2000	172

Datum
28 juni 2022

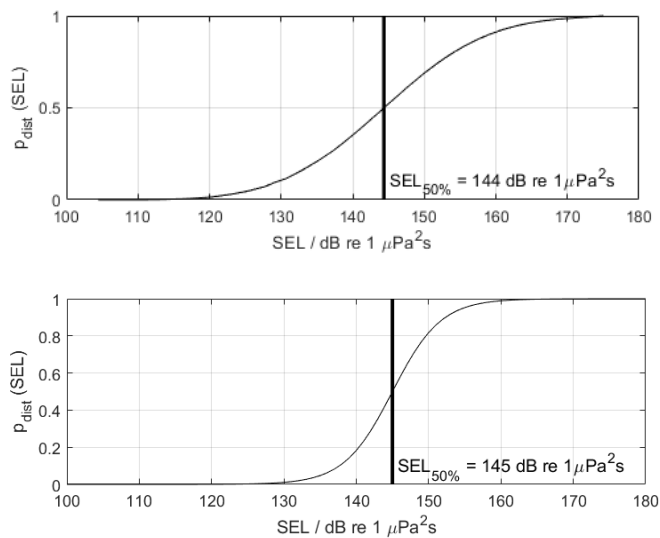
Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
7/18

8 Dosis-effect relatie

De verstoring van dieren door geluid varieert per individu en is afhankelijk van de context waarin de dieren aan het geluid worden blootgesteld. Tyack & Thomas (2019) benadrukken het belang van het toepassen van dosis-respons relaties bij het schatten van het aantal dieren dat mogelijk beïnvloed wordt, en geven aan dat het toepassen van een discrete drempelwaarde tot een foute inschatting kan leiden. Daarom is in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) besloten om gebruik te maken van dosis-respons relaties in plaats van de in KEC1.0-3.0 (Heinis et al, 2019) toegepaste discrete drempelwaarden voor verstoring.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al. 2019, Brandt et al. 2018, Graham et al. 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russel et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 4 weergegeven.



Figuur 4 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is. De verticale lijn en de in de figuren weergegeven $SEL_{50\%}$ -waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al (2022).

Voor verdere details over de toegepaste dosis-effect relaties voor bruinvissen en zeehonden verwijzen we naar het KEC 4.0 rapport (Heinis et al, 2022).

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

8/18

9 Oppervlak waarover dieren verstoord worden door geluid

Uit de geluidverspreiding is per locatie op de kaart de kans op verstoring van bruinvissen en zeehonden berekend door het toepassen van de dosis-effectrelaties (Figuur 4). Het effectieve verstoringsoppervlak is vervolgens berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. De resulterende oppervlakken zijn opgenomen in Tabel 5.

10 Aantal verstoorde dieren per dag waarop geheid wordt

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten) en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de kaart.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. Figuur 5 toont de dichtheid in het gebied rond IJmuiden Ver.

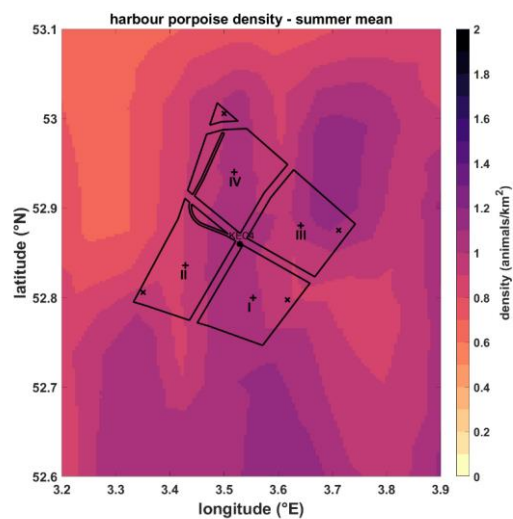
Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 5 toont de jaargemiddelde dichtheid voor beide zeehond-soorten in het gebied rond IJmuiden Ver.

De berekende verstoringsoppervlakken en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 scenario's zijn opgenomen in Tabel 5.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
9/18



Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

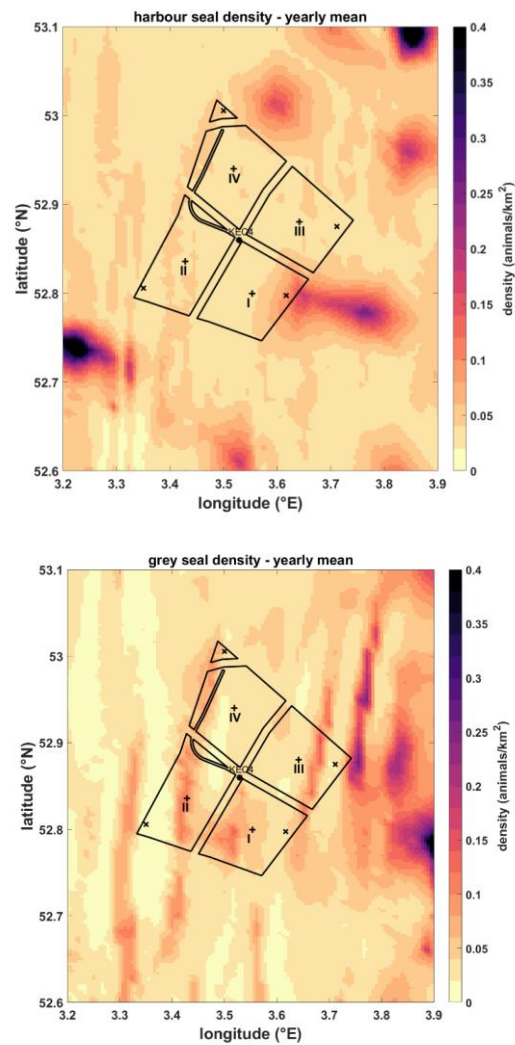
Blad
10/18

Figuur 5: lokale bruinvisdichtheid in het IJver gebied, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
11/18



Figuur 6: jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (boven) en grijze zeehonden (onder) in het IJver gebied, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

Tabel 5: Berekend verstoringsoppervlak en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 heiscenario's (Tabel 4). Voor de zeehonden is het aantal verstoorde dieren per kalendermaand berekend, in deze tabel samengevat in minimum, gemiddelde en maximum waarden.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
12/18

nr	verstoringsoppervlak (km ²)		aantal verstoorde dieren per heidag						
	bruinvis	zeehond	bruinvis	gewone zeehond			grijze zeehond		
				min	gem	max	min	gem	max
1	611	235	599	4	11	35	8	11	17
2	575	209	563	4	10	31	8	10	15
3	547	193	537	3	9	28	7	9	14
4	542	193	532	3	9	28	7	9	14
5	568	224	566	5	13	38	9	11	17
6	523	194	522	4	11	34	8	10	14
7	490	177	488	4	11	32	7	9	13
8	486	177	485	4	11	32	7	9	13
9	694	263	638	3	11	36	8	11	17
10	655	234	602	3	10	32	7	10	16
11	627	217	577	2	9	29	7	9	15
12	622	217	572	2	9	29	7	9	15
13	643	251	587	3	11	39	7	9	15
14	552	205	504	2	9	31	5	8	12
15	506	186	462	2	8	27	5	7	11
16	515	192	470	2	8	28	5	7	12
17	586	234	581	5	11	30	10	13	19
18	547	206	543	4	9	26	9	11	17
19	518	190	514	4	8	24	8	10	15
20	514	190	509	4	8	24	8	10	15
21	538	214	547	5	10	27	12	16	23
22	485	180	493	4	8	22	10	13	20
23	447	161	455	4	7	19	9	12	18
24	447	164	455	4	8	20	9	12	18
25	606	234	556	3	10	31	7	9	13
26	569	208	524	3	9	28	6	8	12
27	541	193	498	3	8	25	6	7	11
28	536	192	493	3	8	25	6	7	11
29	567	218	497	3	10	31	7	8	11
30	513	185	451	3	8	27	6	7	10
31	475	167	419	3	8	24	5	6	9
32	475	169	418	3	8	24	5	6	9
33	626	240	596	3	10	31	8	10	16
34	598	217	569	3	9	28	7	9	14
35	576	203	549	3	8	26	7	9	13
36	570	202	543	3	8	26	7	9	13

11 Dierverstoringsdagen

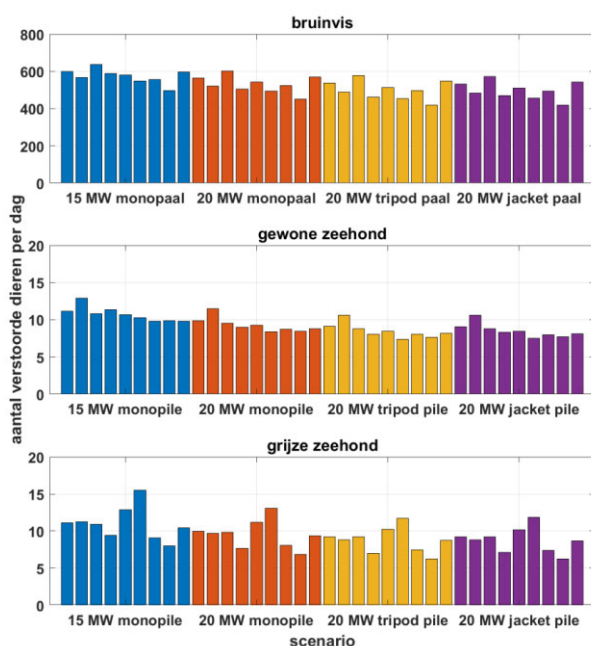
Het totale aantal dierverstoringsdagen per scenario is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (Tabel 5) te vermenigvuldigen met het aantal heidagen (Tabel 2). Daarbij is aangenomen dat alle fundatietypen binnen één dag geheid worden.

De resultaten zijn opgenomen in Tabel 6. Figuur 7 geeft een overzicht van de berekende aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 scenario's. Vanwege het toepassen van dezelfde geluidnorm ($SEL_{ss}(750m)=160$ dB re $1 \mu Pa^2s$) voor alle scenario's zijn de verschillen relatief klein.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
13/18



Figuur 7: Overzicht van het berekende aantal dierverstoringsdagen voor de 9 locaties per heiscenario

Tabel 6: Berekend aantal dierverstoringsdagen bij de aanleg van één kavel voor de 36 heiscenari's (Tabel 4). Voor de zeehonden is uitgegaan van het gemiddelde aantal verstoorde dieren per kalendermaand (Tabel 5).

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
14/18

nr	kavel	locatie	fundatie	aantal heidagen	aantal dierverstoringsdagen		
					bruinvis	gewone zeehond	grijze zeehond
1	I	centroid	monopile	67	40140	746	747
2	I	centroid	monopile	50	28175	493	498
3	I	centroid	tripod	50	26840	455	462
4	I	centroid	jacket	50	26594	454	461
5	I	diepste	monopile	67	37954	866	754
6	I	diepste	monopile	50	26097	573	485
7	I	diepste	tripod	50	24413	530	440
8	I	diepste	jacket	50	24242	531	440
9	II	centroid	monopile	67	42750	725	732
10	II	centroid	monopile	50	30113	476	492
11	II	centroid	tripod	50	28834	439	460
12	II	centroid	jacket	50	28602	438	460
13	II	diepste	monopile	67	39343	760	630
14	II	diepste	monopile	50	25221	449	383
15	II	diepste	tripod	50	23101	403	348
16	II	diepste	jacket	50	23487	415	358
17	III	centroid	monopile	67	38909	716	860
18	III	centroid	monopile	50	27133	464	560
19	III	centroid	tripod	50	25706	423	511
20	III	centroid	jacket	50	25467	422	509
21	III	diepste	monopile	67	36650	687	1040
22	III	diepste	monopile	50	24652	420	653
23	III	diepste	tripod	50	22744	370	585
24	III	diepste	jacket	50	22769	375	591
25	IV	centroid	monopile	67	37275	657	610
26	IV	centroid	monopile	50	26193	435	405
27	IV	centroid	tripod	50	24911	401	373
28	IV	centroid	jacket	50	24664	399	371
29	IV	diepste	monopile	67	33330	661	539
30	IV	diepste	monopile	50	22554	422	343
31	IV	diepste	tripod	50	20946	383	311
32	IV	diepste	jacket	50	20913	386	314
33	IJver	KEC	monopile	67	39920	656	697
34	IJver	KEC	monopile	50	28467	439	468
35	IJver	KEC	tripod	50	27460	408	436
36	IJver	KEC	jacket	50	27141	405	433

Vanwege de diverse onzekerheden in de modellering (zie §12) zijn de rekenresultaten niet exact. Ze geven een beeld van de orde van grootte en bandbreedte van de mogelijke verstoring van bruinvissen en zeehonden ten gevolge van het heien voor de turbinefundaties. Het gemiddelde en de standaarddeviatie van de verstoringsparameters over de diverse heilocaties in het gebied zijn voor de vier heivarianten (Tabel 2: Geschatte parameters voor de vier varianten) samengevat in Tabel 7.

Tabel 7: gemiddelde (\pm standaarddeviatie, afgerond) van het berekende verstoringsoppervlak, aantal verstoorde dieren per heidag en aantal dierverstoringsdagen per kavel, voor het heien van turbinefundaties in het IJmuiden Ver gebied. (HP: bruinvis; HS: gewone zeehond; GS: grijze zeehond).

Turbinevermogen [MW]		15	20	20	20
Type fundering		mono-paal	mono-paal	tripod	jacket
Aantal heidagen		67	50	50	50
Verstoringsoppervlak [km ²]	HP	600 \pm 50	560 \pm 50	530 \pm 50	520 \pm 30
	HS/ GS	240 \pm 20	200 \pm 20	190 \pm 20	190 \pm 20
verstoorde dieren per dag	HP	580 \pm 40	530 \pm 50	500 \pm 50	500 \pm 50
	HS	11 \pm 1	9 \pm 1	8 \pm 1	9 \pm 1
	GS	11 \pm 2	10 \pm 2	9 \pm 2	9 \pm 2
dierverstoringsdagen per kavel	HP	38.500 \pm 2.600	26.500 \pm 2.300	25.000 \pm 2.500	24.900 \pm 2.400
	HS	720 \pm 70	460 \pm 50	420 \pm 50	430 \pm 50
	GS	730 \pm 150	480 \pm 90	440 \pm 80	440 \pm 80

Dit overzicht laat zien dat de verschillen tussen de vier gemitigeerde heivarianten relatief klein zijn. Voor het aantal dierverstoringsdagen is vooral het aantal heidagen van belang.

12 Discussie modelonzekerheden

TNO heeft in de afgelopen jaren een suite van Aquarius rekenmodellen ontwikkeld waarmee de onderwatergeluidverspreiding rond een heipaal berekend kan worden. De keuze van een modelversie uit die suite hangt af van de beschikbare informatie en de complexiteit van de berekening. De onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie aan de hand van meetgegevens voor het heien van funderingspalen voor offshore windturbines op het Nederlands Continentaal Plat (PAWP, Luchterduinen, Gemini; zie Binnerts et al. 2016) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

15/18

kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden. In een eerdere studie bleek de ongewogen breedband SELs uit de (worst-case) Aquarius berekening ongeveer 3 dB af te wijken van de maximaal gemeten waarde.

Voor het bepalen van het verstoringsoppervlak is in deze studie uitgegaan van de dosis-effect relaties zoals in het KEC 4.0 gehanteerd. Metingen van verstoring van bruinvissen bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018) suggereren dat deze berekening mogelijk leidt tot overschatting van aantal verstoorde bruinvissen ten opzichte van de daadwerkelijk gemeten verstoring bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018). Mogelijke verklaringen voor deze discrepanties kunnen zitten in de hypothese dat ook de frequentie-inhoud een rol kan spelen in de verstorende werking van het geluid (Tougaard et al. 2015).

Ook de berekening van het mogelijke aantal verstoorde dieren per heidag is onzeker, vanwege diverse leemten in kennis over de aanwezigheid en het gedrag van bruinvissen en zeehonden, zie Heinis et al (2022).

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

16/18

13 Referenties

- Aarts et al, 2018. Behavioural response of grey seals to pile-driving. Wageningen University & Research report C006/18
- Aarts, G., 2021, memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Ainslie, 2010. Principles of Sonar Performance Modeling, Springer-Praxis
- API, 2003. Recommended Practice for Planning, Designing and Constructing Fixed Offshore Platforms—Working Stress Design. American Petroleum Institute, 2003
- Bellmann M. A., Brinkmann J., May A., Wendt T., Gerlach S. & Remmers P., 2020 Underwater noise during the impulse pile-driving procedure: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Supported by the *Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU))*, FKZ UM16 881500. Commissioned and managed by the *Federal Maritime and Hydrographic Agency (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH))*, Order No. 10036866. Edited by the *itap GmbH*.
- Binnerts et al, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound, report TNO 2016 R11338
- Brandt et al, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232
- Deeks & Randolph, 1993. Analytical modelling of hammer impact for pile driving, *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, Vol.17: 279-302
- de Jong et al, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions, report TNO 2018 R11671. (https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/160801/update_aquarius_models_pile_driving_sound_predictions_tno_2019.pdf)
- Geelhoed et al, 2019. Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17
- Gilles et al, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles et al, 2020 Update of distribution maps of harbor porpoises in the North Sea. University of Veterinary Medicine Hannover, Foundation. Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW) report to RWS.
- Graham et al, 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open Sci.* 6: 190335.
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01
- Heinis et al, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie – 2018 Cumulatieve effecten van aanleg van windparken op zee op bruinvissen. (https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157579/kec_update_2018_effecten_impulsief_geluid_op_bruinvissen_20190124def.pdf)
- Heinis et al, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – zeezoogdieren. rapport TNO 2021 R12503
- Russell et al, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

17/18

Tougaard et al, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises, *Marine Pollution Bulletin* 90, 196–208

Tyack & Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 29(S1):242–253

Whyte et al, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948–3958

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
18/18

BIJLAGE 2 EFFECTEN VAN IMPULSIEF GELUID OP HET GEHOOR (PTS) – NAAR HEINIS & DE JONG ET AL. (2022)

Uitgangspunten

In het KEC 1.0 is uitgewerkt hoe berekend kan worden of dieren kans lopen op een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS). Een dergelijk effect op het gehoor zou op kunnen treden wanneer dieren blootstaan aan het geluid van meerdere heiklappen.

Bij het berekenen van de totale geluidsdosis (cumulatieve SEL) wordt rekening gehouden met het mijdingsgedrag van het dier, waarbij de waargenomen SELs afneemt met toenemende afstand van de heilocatie. Het toegepaste zwemsценario is herzien en aangepast in KEC 4.0:

- In KEC 1.0 werd uitgegaan van de veronderstelling dat dieren tijdens de eerste twee waargenomen heiklappen met hoge snelheid naar het wateroppervlak zwemmen, waar de geluidsniveaus lager zijn. Deze veronderstelling was niet door waarnemingen onderbouwd. Inmiddels is in zenderonderzoek waargenomen dat een bruinvis bij verstoring door het naderen van een schip juist naar de bodem duikt (Wisniewska et al., 2018). Bij gebrek aan beter informatie over het verstoringsgedrag is besloten om als worst case benadering aan te nemen dat dieren zich tijdens het zwemmen steeds ophouden op de diepte waarbij de SELs het hoogste is.
- Bij aanvang van de heiwerkzaamheden bevinden de dieren zich op een afstand R_n van de heilocatie.
- Wanneer het blootstellingsniveau (SELs) op die locatie de drempelwaarde voor mijdingsgedrag overschrijdt, zwemt het dier tijdens het heien in een rechte lijn weg van de heilocatie.
- Voor de bruinvis is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, op basis van Kastelein et al. (2018).
- Voor zeehonden is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, zoals aangenomen als maximumsnelheid in AgentSeal (Chudzinska et al., 2021), en waargenomen door WMR in het Borndiep (Brasseur & Aarts 2019).
- Dieren stoppen met zwemmen zodra de afstand t.o.v. de heilocatie is bereikt waarop de SELs als gevolg van 1 heiklap lager of gelijk is aan de drempelwaarde waarop mijding optreedt.

Om te bepalen of een dier de kans loopt om PTS op te lopen wordt de cumulatieve blootstellingsdosis (SEL_{CUM}) berekend over de periode van het heien van een funderingspaal. Daarbij wordt rekening gehouden met het heiscenario (de variatie van de hamerklapenergie gedurende het heien) en met het zwemsценario, afhankelijk van de afstand van de heilocatie waar het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. In navolging van de technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren van de US National Marine Fisheries Service (NMFS, 2016) en de wetenschappelijke publicatie van Southall et al. (2019) wordt de voor de gehoorgevoeligheid van het dier gewogen SEL_{CUM} berekend en vergeleken met een frequentiegewogen drempelwaarde voor de cumulatieve geluidblootstelling die leidt tot PTS.

Worst case scenario voor berekeningen

De consequenties van de geüpdatete uitgangspunten voor de berekening van de kans op PTS zijn onderzocht door middel van een voorbeeldberekening voor een *worst case* scenario. Daarbij is gekeken naar het zoekgebied met de grootste waterdiepte (Zoekgebied 5, waterdiepte 39 m,

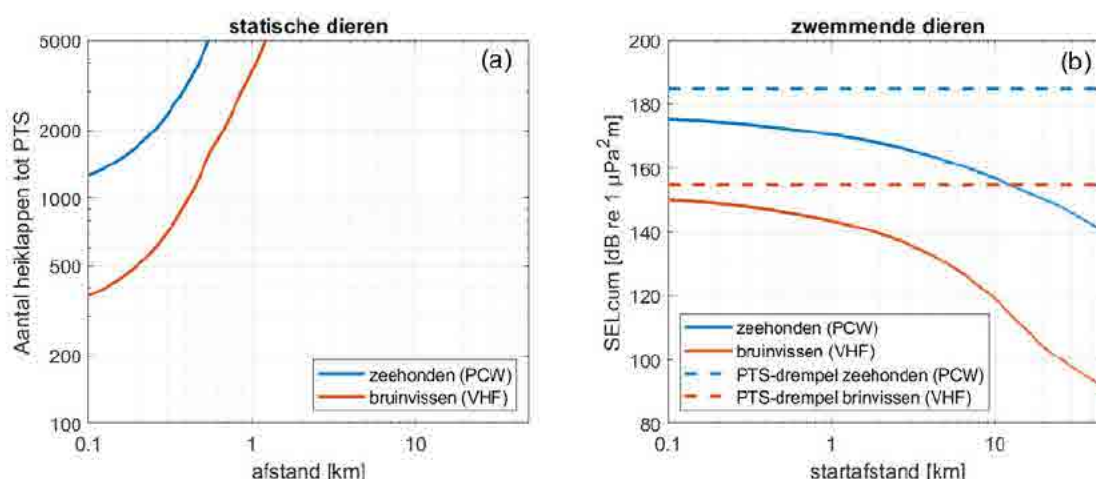
dieren wegzwemmend in Noordelijke richting), omdat daar het propagatieverlies van het heigeluid het laagste is. Verder is in deze *worst case* berekening geen rekening gehouden met een eventuele 'slow start', waarbij de hamerklapenergie en hamerfrequentie langzaam wordt opgevoerd naar de maximumwaarde. Bijlagetabel 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste invoergegevens voor deze berekening.

Bijlagetabel 2.1 Gegevens voor het *worst case* scenario voor de berekening van de kans op PTS.

Parameter	waarde
Zoekgebied	5
Locatie (lat, lon, WGS84)	54,2506 N; 5,556 E
Waterdiepte	39 m
Geluidnorm: ongewogen breedband SEL _{ss} (750m)	168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Heiscenario	35 klappen / minuut, max. 5000 gelijke heiklappen
Verstoringsafstand bruinvissen	29,7 km
Verstoringsafstand zeehonden	10,6 km
Zwemsnelheid bruinvissen	2 m/s
Zwemsnelheid zeehonden	2 m/s

Resultaat *worst case* berekeningen

Bijlagefiguur 2.1 toont de berekende blootstellingsdosis als functie van de afstand van de dieren tot de heilocatie bij aanvang van het heien. Bijlagefiguur 2.1a laat zien dat dieren de kans lopen op een gehoorbeschadiging (PTS) wanneer ze zich op relatief korte afstand van de heilocatie bevinden (550 m of minder voor zeehonden en 1,2 km voor bruinvissen) en niet wegzwemmen gedurende de blootstelling aan het geluid van een serie heiklappen (meer dan 350 voor bruinvissen en meer dan 1250 voor zeehonden). Vanwege de werkzaamheden op de heilocatie voorafgaand aan het heien is het onwaarschijnlijk dat dieren zich zo dicht bij de heilocatie ophouden. In combinatie met de *worst case* aannamen dat er geen slow start is en dat de dieren geen mijdingsgedrag vertonen, is de kans dat een bruinvis of zeehond PTS oploopt dus al klein. Bijlagefiguur 2.1b laat zien dat de kans op PTS helemaal verdwijnt wanneer wordt aangenomen dat de dieren van het heigeluid wegzwemmen (mijdingsgedrag). In dat geval overschrijdt de cumulatieve blootstellingsdosis nergens de PTS-drempelwaarden voor bruinvissen en zeehonden.



Bijlagefiguur 2.1 (a) Aantal heiklappen waarna de cumulatieve geluidblootstellingsdosis (SEL_{cum} , vhf-gewogen voor bruinvissen en pcw-gewogen voor zeehonden) bij statische dieren de PTS-drempelwaarde overschrijdt en (b) cumulatieve blootstellingsdosis voor zwemmende dieren, vergeleken met de PTS-drempelwaarden. Beide voor het hier beschouwde *worst case* scenario (zie Bijlagetabel 2.1).

Conclusie

Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm $SEL_{SS}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

BIJLAGE 3 MODELLERING GEOFYSISCH SURVEYS

Beschrijving scenario's

Geofysische surveys worden over tijdsspanne van een aantal (1-5) jaren voorafgaand aan de aanleg van een windpark uitgevoerd om bodemgesteldheid in verschillende lagen in kaart te brengen en eventuele aanwezigheid van oude munitie te identificeren. Deze surveys beslaan zowel het gebied waar voor turbinefunderingen en platforms wordt geheid, als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd.

Bij de berekeningen is als scenario voor de geofysische survey aangenomen dat dit uit 4 deelscenario's bestaat:

- 1 Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark;
- 2 Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels;
- 3 Globale survey van het kabeltracé;
- 4 Gedetailleerde survey van het kabeltracé.

Ad 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark:

- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 km² per dag en gaat 24 uur continu door (afgezien van slecht weer en de maandelijkse wisseling van de bemanning, die in deze studie is genegeerd). Het aantal dagen per park = oppervlak geofysische survey gedeeld door 10 (km²).
- Aangenomen is dat deze in het 5 jaar voor aanleg van het windpark (aanleg van de windturbines) wordt uitgevoerd.
- Er wordt gewerkt met een multibeam, een sidescan sonar, een magnetometer, een sub-bottom profiler en een multi-channel sparker, afhankelijk van de verschillende doelen. Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als *worst case* scenario, leidend tot een effectafstand van 3 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten').
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringafstand (sarker) van ~3 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~84 km² verstoringsoppervlak per dag.

Ad 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels:

- Typisch uitgevoerd 1 à 2 jaar voorafgaand aan aanleg park (conform Gemini). Hier is uitgegaan van 1 jaar voor de aanleg.
- Rest zelfde aannames als bij de Globale surveys (1).

Ad 3) Globale survey van het kabeltracé:

- Het betreft een survey van het tracé van windenergiezoekgebied naar land. Daarbij zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt, en daarmee van de lengte van de het tracé, die (waarschijnlijk) niet zullen overeenkomen met wat in werkelijkheid is/wordt gerealiseerd. Daarnaast wordt ook een survey van de locatie van het platform / de platforms voorzien, vooral m.b.t. obstakels (Side Scan Sonar, Bathymetrie) en magnetische contacten (i.v.m. 'unexploded ordnance', ook wel UXO's).
- Het totale gesurveyde oppervlak wordt geschat door het aantal km kabel maal een strookbreedte. Deze breedte is afhankelijk van het aantal kabels en afstand tot het park (geschatte waarden in Bijlagetabel 3.3).
- Typisch uitgevoerd 2 jaar voor aanleg van het windpark.
- Tijdens deze survey wordt gebruik gemaakt van een Magnetometer, Sidescan Sonar, Sub-bottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood. Een multi channel sparker is mogelijk niet nodig als de sub-bottom profiler voldoende informatie op kan leveren tot de begraafdiepte van de kabels (1-2 meter) vermeerderd met de hoogte van de zandgolven

(locatie specifiek) en wordt hier niet meegenomen, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier is voor de sub-bottom profiler een typische effectafstand van 1 km gehanteerd (zie Bijlagetabel 3.5).

- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten'). Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsoppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

Ad 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé:

- Het tracé van windzoekgebied naar land, wordt geschat door het aantal km tracé maal een strook rond de kabel (ca. 100 meter rond de kabel). Er zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt en daarmee van de lengte van het kabeltracé (zie hiervoor).
- Vindt plaats 1 jaar voor de aanleg van het windpark.
- Tijdens de survey wordt gebruikt gemaakt van de volgende systemen: Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profiler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3.5). Over het grootste gebied is een beperkte penetratie nodig, alleen tussen de kust en die 3 km lijn is wel een diepere penetratie nodig – orde 10 meter.
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er is van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Hierbij wordt de eventuele bijdrage van de inzet van sparkers tijdens de laatste 3 km en de kust en rond de locatie van de platforms verwaarloosd. Voor een rechthoekig scangebied komt het neer op ~36 km² verstoringsoppervlak per dag.

De bovenstaande scenario's leiden tot de volgende schema's per park (Bijlagetabel 3.1) en per platform/kabeltracé (Bijlagetabel 3.2).

Bijlagetabel 3.1 Schema geofysische survey per park.

Wanneer	Activiteit	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)
5 jaar voor aanleg	Globale survey gebied windmolenpark en platforms	84
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines en platforms	84

Bijlagetabel 3.2 Schema geofysische survey per kabeltracé.

Wanneer	Activiteit	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)
2 jaar voor aanleg	Globale survey van het kabeltracé	36
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van het kabeltracé	36

Aangenomen is dat het aantal dierverstoringsdagen voor de globale en gedetailleerde surveys gelijk is. Schattingen voor de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC).

De bij de schatting van het aantal bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van de surveys gehanteerde waarden staan aangegeven in onderstaande Bijlagetabellen 3.3 en 3.4.

Met de hiervoor weergegeven uitgangspunten wordt het totale aantal geschatte bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys voor de Nederlandse zoekgebieden voor wind op zee geschat op 61.622 (uit tabellen G.3 en G.4). Dat komt overeen met ongeveer 3% van het geschatte totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken (ongeveer 2,7 miljoen).

Bijlagetabel 3.3 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van de zoekgebieden, berekend uit de in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys.

Zoekgebied	Oppervlak	Aantal dagen survey	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	Bruinvisverstorings-dagen
Borssele 3	61	6	84	0,71	365
Borssele 4 - Blauwwind	61	6	84	0,71	362
Borssele 1	56	6	84	0,80	375
Borssele 2	56	6	84	0,73	344
Borssele Site V -Two towers	1	0,1	84	0,75	4
Hollandse Kust Zuid Holland I	52	5	84	1,12	488
Hollandse Kust Zuid Holland II	52	5	84	1,07	469
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	94	9	84	1,42	1121
Hollandse Kust Zuid Holland III	54	5	84	1,04	471
Hollandse Kust Zuid Holland IV	54	5	84	1,08	491
Hollandse Kust West - (Tender 2020/2021)	140	14	84	1,09	1.284
Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	70	7	84	0,80	472
IJmuiden Ver	400	40	84	0,95	3.184
Hollandse Kust West zuidelijke punt	70	7	84	1,07	631
IJmuiden Ver Noord	200	20	84	0,97	1.627
Zoekgebied 2 Zuid	400	40	84	1,02	3.435
Zoekgebied 5 Oost origineel	400	40	84	0,77	2.595
Zoekgebied 1 Zuid	200	20	84	0,80	1.337
Zoekgebied 2 Noord	400	40	84	1,07	3.610
				totaal	22.664

Bijlagetabel 3.4 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van het kabeltracé voor de zoekgebieden, berekend uit de geschatte afstanden van de transformator platforms tot het land, en bijbehorende in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys. Er is van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen¹².

Transformator-platform	Lengte tracé naar land (km) (inschatting)	Breedte tracé (km) - inschatting	Oppervlak tracé (km ²)	aantal km ² survey per dag	Aantal dagen survey	Verstorings-oppervlak per dag (/km ²)	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	Bruinvisverstorings-dagen
Borssele 1&2	61	1.2	73	10	7	36	0,71	187
Borssele 3&4	68	1.2	82	10	8	36	0,71	209
HK-ZH I&II	48	1.2	58	10	6	36	0,71	147
HK N	20	1.2	24	10	2	36	0,71	61
HK-ZH III&IV	40	1.2	48	10	5	36	0,71	123
HKW alpha & beta	87	1.2	104	10	10	36	0,71	534
TNW	120	1.2	144	10	14	36	0,97	503
IJmuiden Ver alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
HKW-Z	80	1.2	96	10	10	36	0,71	245
IJmuiden Ver Noord	200	1.2	240	10	24	36	0,71	613
Zoekgebied 2 Zuid alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
Zoekgebied 5 Oost alpha & beta	133 × 2	1.2	160	10	16	36	0,97	1.115
Zoekgebied 1 Zuid	238	1.2	286	10	29	36	0,71	730
Zoekgebied 2 Noord alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
totaal								8.148

Schatting effectafstanden geofysische instrumenten

Geotechnische surveys worden uitgevoerd ter voorbereiding van de aanleg van de windparken met diverse akoestische bronnen zoals multi-beam en side-scan sonars, sub-bottom profilers en sparkers. De bronsterkte en frequentiebereik van de survey signalen wijken sterk af van heigeluid. Op basis van globale informatie over de akoestische bronnen in combinatie met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen en zeehonden gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringafstand voor verschillende type systemen die in deze surveys worden gebruikt (zie hierna 'Akoestische eigenschappen van geofysische surveys'). Deze resulterende effectafstanden zijn samengevat in onderstaande Bijlagetabel 3.5.

¹² Er is in de berekeningen van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen en dat de oppervlakte slechts eenmaal meetelt. Als ervan wordt uitgegaan dat de kabels op enig afstand van elkaar liggen en dat de oppervlakte dus moet worden verdubbeld, wordt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys geschat op 72.280, in plaats van de nu genoemde 61.622. Dit komt overeen met ca. 4% (in plaats van 2,4%) van het totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken, wat nog steeds een verwaarloosbaar kleine bijdrage is.

Bijlagetabel 3.5 Typische systemen die tijdens geofysische surveys gebruikt bij de aanleg van windparken, platforms en kabeltracés. De derde kolom geeft een inschatting van verstoringsafstanden aan voor de verschillende type systemen.

Type systeem	Voorbeeld systeem	Maximale geschatte effectafstand	
		Bruinvis	Zeehonden
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein
Side Scan Sonar:	Edgetech 4200 300/600 – Frequency: 239 kHz (LF) and 555 kHz (HF)	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz (zie Bijlagefiguur 3.1)	Primaire frequentie slecht hoorbaar door zeehonden; bij secundaire frequenties is de verwachte effectafstand verwaarloosbaar klein
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen; (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)

Deze schattingen van de maximale effectafstand zijn om diverse redenen onzeker. Zowel de gehanteerde drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen en zeehonden als voor de schatting van de geluidsniveaus zijn gebaseerd op ruwe aannamen op basis van zeer beperkt beschikbare gegevens. Omdat bij de ontwikkeling van KEC 4.0 onvoldoende openbare informatie beschikbaar was om de schattingen te verbeteren zijn dezelfde verstoringsafstanden gehanteerd als in KEC 3.0.

Akoestische eigenschappen van geofysische surveys

De tijdens geofysische surveys gebruikte multi -beam echosounders en side scan sonars zenden hoogfrequente signalen uit (> 200 kHz) die niet hoorbaar zijn voor bruinvissen en zeehonden. Metingen van dit type systemen duiden erop dat er nauwelijks akoestische energie bij lagere frequenties wordt uitgezonden (zie bijv. Crocker et al., 2018). De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen en zeehonden hoorbare frequenties zijn de sub-bottom profilers en sparkers.

Een typische gebruikte sub-bottom profiler, een zgn. 'parametrische sub-bottom profiler', genereert laagfrequent (~ 10 kHz) geluid door simultaan meerdere hoogfrequente (~ 100 kHz) geluiden uit te zenden. Door hoge frequenties te gebruiken leidt dit tot een zeer directionele, naar beneden gerichte bundel (~ 3-6 graden -3 dB bundelbreedte) laagfrequente bron. Uit de folders van aanbieders van parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat het bronniveau (SL) rond de hoofdfrequenties (85-125 kHz) meer dan 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ bedraagt. De bronniveaus bij de lage frequenties liggen rond de 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$. Dit komt overeen met een typische 30-40 dB reductie in bronniveau van de secundaire frequenties in een parametrische sonar (Moffet & Melen 1977). Voor de afschatting van de effectafstanden wordt hier uitgegaan van een typische SL = 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ op 100 kHz. Voor de secundaire frequenties is van een SL = 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ uitgegaan op 10 kHz. Typische puls-lengtes voor de sub-bottom profiler zijn in de orde van $t_{\text{puls}} \sim 0,04\text{-}30$ ms. Hier wordt uitgegaan van een *source level energy* (SLE) binnen de hoofdbundel van $\text{SLE} = \text{SL} + 10 \cdot \log_{10}(t_{\text{puls}} / 1\text{s})$ dB ~ 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$. Voor het horizontaal afgestraalde geluid, dat effectief propageert en

tot verstoring kan leiden, wordt hier nog eens 60 dB afgetrokken vanwege de hoge directionaliteit van deze bron.

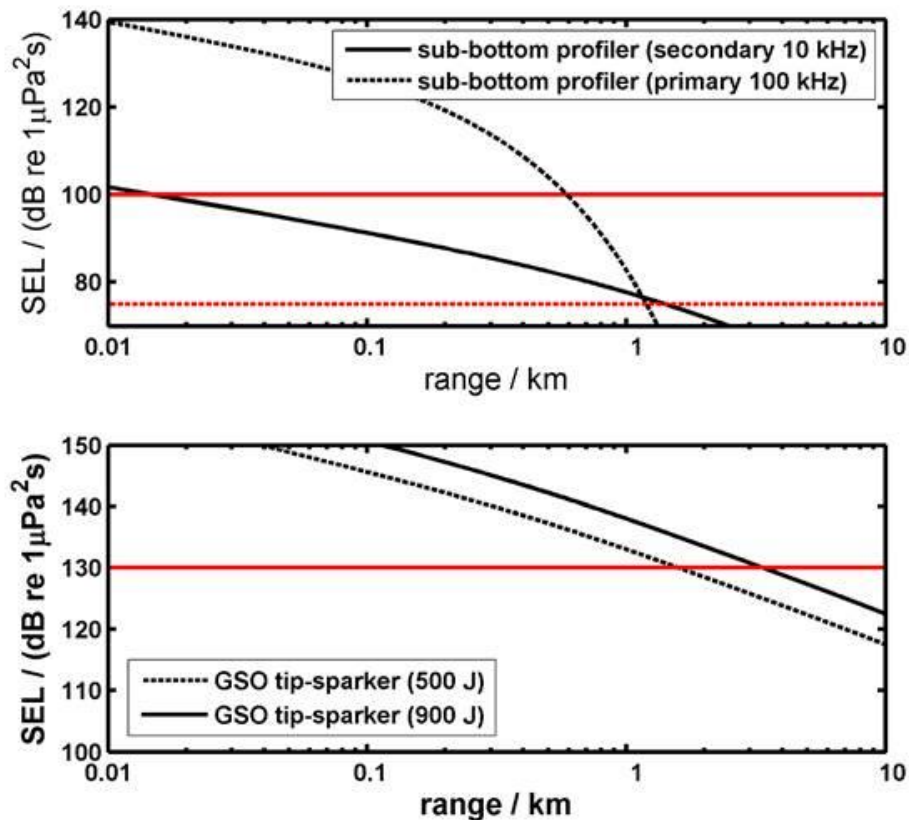
Sparkers zijn systemen die luchtbellens genereren aan de hand van elektrische ontladingen aan zgn. 'tips'. Hierdoor ontstaat een luchtbel wat een breedbandig impulsgeluid genereert met hogere frequenties dan het geluid van een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus worden gegeven in Crocker et al. (2018). Het bronniveau is afhankelijk van het gebruikte vermogen en vertoont vrij grote bandbreedten: SLE ~ 167-181 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$ (500 J) en SLE ~ 179-186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$ (900 J). Voor deze analyse wordt uitgegaan van de maximaal aangegeven waarden. De bandbreedtes van de gegeneerde puls zijn $\text{BW}_{-3\text{dB}} \sim 1.2\text{-}1.9$ kHz (500 J), en $\text{BW} \sim 3.2$ kHz (1000 J) (Crocker et al., 2018). Deze signalen worden in de onderstaande berekeningen grof benaderd door een signaal van 1 kHz met bovengenoemde SLE aan te nemen. Voor directionaliteit nemen we aan dat het vergelijkbaar is met een enkele airgun pulse.

Drempelwaarden voor gedragsverstoring zijn afgeleid uit een review van verstoringdrempels dat in het kader van WOZEP is uitgevoerd (de Jong & von Benda-Beckmann 2017) en zijn in Bijlagentabel 3.6 samengevat.

Bijlagentabel 3.6 SELss drempelwaardes voor verstoring van bruinvissen en zeehonden door geofysische geluidbronnen bij verschillende frequenties, op basis waarvan effectafstanden zijn geschat.

	bruinvis	zeehond
Frequentie / kHz	SELss / dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	SELss / dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
1	130	130
10	100	100
100	75	75

Het propagatieverlies voor deze bronnen op de Noordzee wordt geschat aan de hand van een cilindrisch en zgn. 'mode-stripping' regime voor een puntbron (Volgens 9.46 uit Ainslie, 2010), met waarden representatief voor een zandige bodem (typisch voor de Noordzee). De effectafstanden in Bijlagentabel 3.5 corresponderen met de drempelwaardes die zijn weergegeven in Bijlagefiguur 3.1.



Bijlagefiguur 3.1 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secundaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie afhankelijke verstoringdrempels aan (uit Bijlagetabel 3.6).

Referenties

- Ainslie, M.A., 2010. Principles of Sonar performance modeling. Springer Verlag, pp 707.
- Crocker, S.E. Fratantonio, F.D., Hart, P.E., Foster, D.S., O'Brien, T.F. & S. Labak (2018). Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical, Survey Systems IEEE JOURNAL OF OCEANIC ENGINEERING 99, 1-18, 10.1109/JOE.2018.2829958.
- de Jong, C. & S. von Benda-Beckmann, 2017. Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals, TNO Report TNO 2017 R11238, 1-53.
- Moffett, M.B. & R.H. Mellen, 1977. Model for parametric acoustic sources. The Journal of the Acoustical Society of America 61, 325-337; doi: 10.1121/1.381310.

Bijlage 7
Achtergrondrapportage scheepvaartveiligheid





BETTER SHIPS, BLUE OCEANS

EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID BINNEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL I

Rapport nr. : 33966-1-MO-rev.1.0
Datum : 9 September 2022
Versie : Eindrapport

EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID BINNEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL I

Opdrachtgever : Pondera Consult B.V. Hengelo

Gerapporteerd door : A. Nap, K. Kauffman, Y. Koldenhof

Paraaf management :



Versie	Datum	Status	Gecontroleerd door
0	20 mei 2022	Concept	H. Ammerlaan
0.2	15 juni 2022	Concept	Y. Koldenhof
1.0	9 september 2022	Definitief	S. Indah-Everts

INHOUD	PAGINA
1	INTRODUCTIE.....1
2	DOELSTELLING.....2
3	WERKWIJZE.....3
3.1	SAMSON.....3
3.2	Effect van het windpark.....4
3.3	Modelinvoer en uitgangspunten.....5
3.3.1	Verkeer.....5
3.3.1.1	Routegebonden verkeer.....5
3.3.1.2	Niet-routegebonden verkeer.....7
3.3.2	Gebruikte modellen.....8
3.4	Gevolgschade.....8
3.4.1	Schade aan windturbine en schip.....8
3.4.2	Bepalen van persoonlijk letsel.....10
3.4.3	Kanttekeningen bij de modelering van de gevolgschade.....11
3.5	Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten.....13
4	RESULTATEN.....14
4.1	Configuratie.....14
4.2	Aanvaar-/ aandrijffrequenties windenergiegebied.....15
4.3	Gevolgschade.....18
4.3.1	Schade aan het schip.....18
4.3.2	Schade aan de windturbines.....18
4.3.3	Persoonlijk letsel.....19
4.4	Effecten zichtlijnen kruisend verkeer.....19
4.5	Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur.....22
4.6	Het effect van het werkverkeer op het risico.....23
5	MAATREGELEN.....24
5.1	Maatregelen voor de scheepvaartveiligheid.....24
5.1.1	AIS-basestation en VHF-antenne.....24
5.1.2	Vessel Traffic Management (VTM) (bron [Ref 11.].....24
5.1.3	Aanvullende markering en identificatie windturbines in de windparken (bron [Ref 11.].....25
5.2	Mitigerende maatregelen.....25
5.2.1	ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel) (bron [Ref 11.].....25
5.2.2	Extra SAR-capaciteit (bron [Ref 11.].....25
5.2.3	Oliebestrijding (bron [Ref 11.].....25
5.2.4	Fysieke beveiliging windparken.....25
6	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN.....26
6.1	Conclusies.....26
6.2	Aanbevelingen.....26

REFERENTIES	27
APPENDICES:.....	29
APPENDIX 1 RESULTATEN WINDPARK IJMUJIDEN VER KAVEL I.....	A1
APPENDIX 2 SAMENVATTING SAMSON-ANALYSE WIND OP ZEE [REF 12.].....	B1
APPENDIX 3 MEMO UITGANGSPUNTEN GROEISCENARIO TOT 2030	B9

1 INTRODUCTIE

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het terugdringen van CO₂-emissies, en daarmee samenhangend, het produceren van duurzame energie. Belangrijke stappen zijn gezet met het Energieakkoord voor duurzame groei uit 2013. Vervolgens is met het Energierapport, de daaropvolgende Energiedialoog en de Energieagenda een basis gelegd voor het energiebeleid voor de langere termijn, richting 2050. Windenergie op zee speelt daarin een prominente rol.

Nederland heeft in dit kader het voornemen om windparken te realiseren in de kavels I, II, III en IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Het gebied ligt op ongeveer 62 kilometer uit de kust in de Noordzee, ter hoogte van IJmuiden. Naar verwachting worden de windparken in de periode 2028-2029 in gebruik genomen.

De aanwezigheid van een offshore windpark heeft consequenties voor het scheepvaartverkeer nabij dit windpark. Een windpark heeft een direct effect op de verkeersveiligheid door het aanvaar- of aandrijfrisico van de turbines door schepen. Sommige schepen zullen daarnaast alternatieve routes kiezen of omvaren, resulterend in veranderingen in transportkosten en emissies. De veranderingen van de verkeersstromen rond het windpark kunnen bovendien resulteren in een verandering van het aanvaarrisico van schepen onderling (indirect effect).

De afgelopen jaren zijn er door MARIN verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de bouw van windparken op de Noordzee. In 2019 is een eerste onderzoek uitgevoerd: "cumulatieve effecten van de uitrol van Wind op Zee 2030 op de veiligheid van de scheepvaart"[Ref 11.]. Binnen dit onderzoek zijn o.a. met behulp van het veiligheidsrekenmodel SAMSON verschillende berekeningen uitgevoerd [Ref 11.]. In 2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Voor de verkeersdatabase is gebruikt gemaakt van de laatstgenoemde studie, deze verkeersdatabase is gemaakt aan hand van AIS-data over 2019.

Binnen de huidige studie voor windenergiegebied IJmuiden Ver wordt, in overleg met de opdrachtgever, (Pondera Consult B.V.) en Rijkswaterstaat (RWS), gebruik gemaakt van de resultaten en conclusies van beide bovengenoemde MARIN studies. Voor een volledig beeld is de management samenvatting van de meest recentste studie in zijn geheel opgenomen in de bijlage van dit rapport (APPENDIX 2).

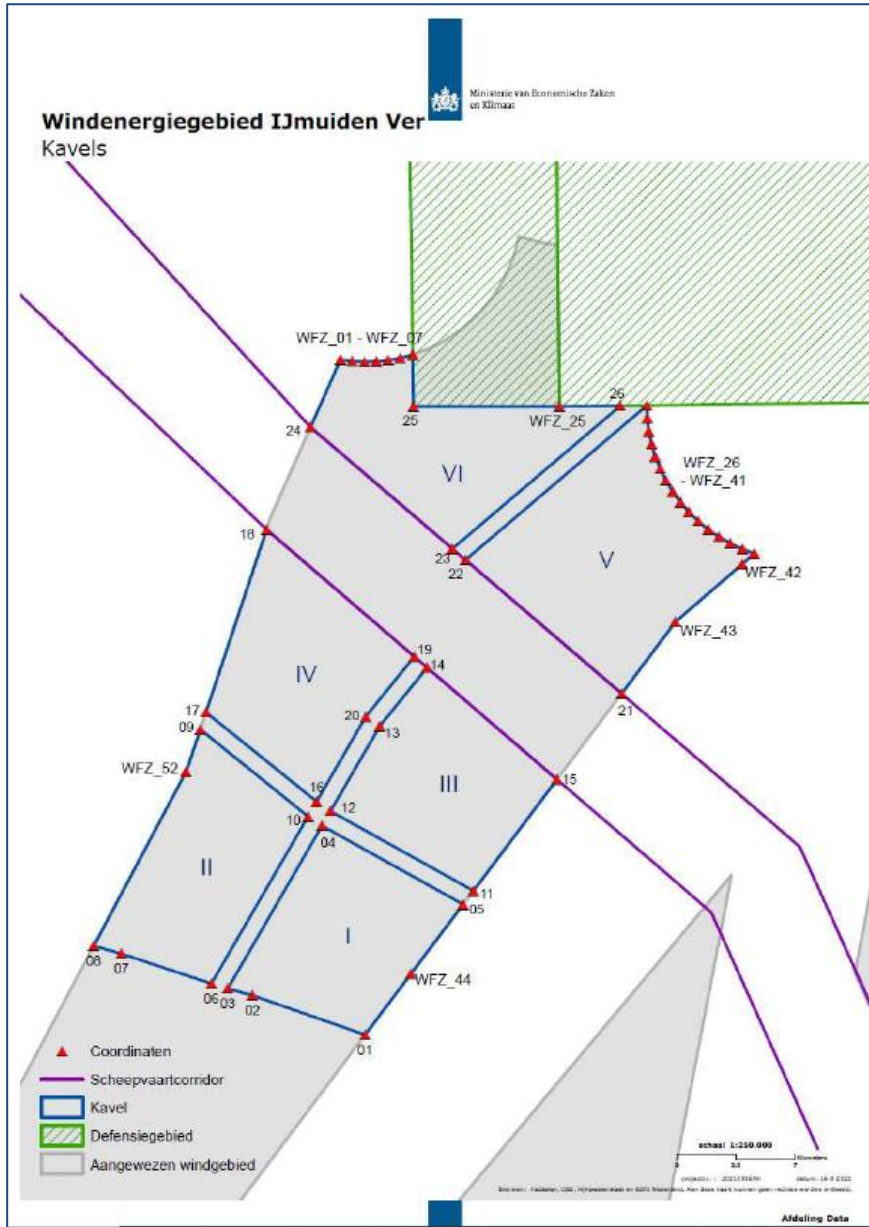
Het windenergiegebied IJmuiden Ver bestaat uit 4 verschillende kavels. Dit rapport beschrijft de veiligheidsstudie voor **Kavel I** binnen het windenergiegebied **IJmuiden Ver** die MARIN in opdracht van Pondera Consult B.V. heeft uitgevoerd. De resultaten van deze studie zullen worden verwerkt in de milieueffectrapportage (M.E.R.) Wind op zee – Kavels I - II IJmuiden Ver die door Pondera Consult B.V. wordt opgesteld. De effecten op de scheepvaartveiligheid van de andere kavels (II, III en IV) worden in separate studies onderzocht.

De opbouw van dit rapport is als volgt:

- Hoofdstuk 2 bevat de doelstelling van deze studie.
- In Hoofdstuk 3 is geschetst hoe de veiligheidsstudie is opgezet, welke informatie nodig is en waar deze informatie vandaan komt.
- De resultaten van de veiligheidsstudie voor het windenergiegebied worden gegeven in Hoofdstuk 4.
- In Hoofdstuk 5 wordt ingegaan op eventuele maatregelen die het risico voor de scheepvaart kunnen verkleinen.
- Hoofdstuk 6 bevat de conclusies en aanbevelingen van de studie.

2 DOELSTELLING

Het doel van de studie is om voor één inrichtingsvariant van **Kavel I** in windenergiegebied **IJmuiden Ver** de risico's voor de scheepvaart te bepalen (zie Figuur 2-1). Dit wordt gedaan door de aanvaar- en aandrijffrequenties van de windturbines te bepalen. Ook wordt er gekeken naar de verandering in de veiligheid als gevolg van een wijziging in de routes die schepen nemen.



Figuur 2-1 Kavels windpark 'IJmuiden Ver' (bron: Ministerie van EZK)

3 WERKWIJZE

In dit hoofdstuk wordt de generieke werkwijze bij veiligheidsstudies voor windparken beschreven. In paragraaf 3.3 worden tevens de modelinvoer en uitgangspunten uiteengezet zoals deze gebruikt worden in deze studie.

3.1 SAMSON

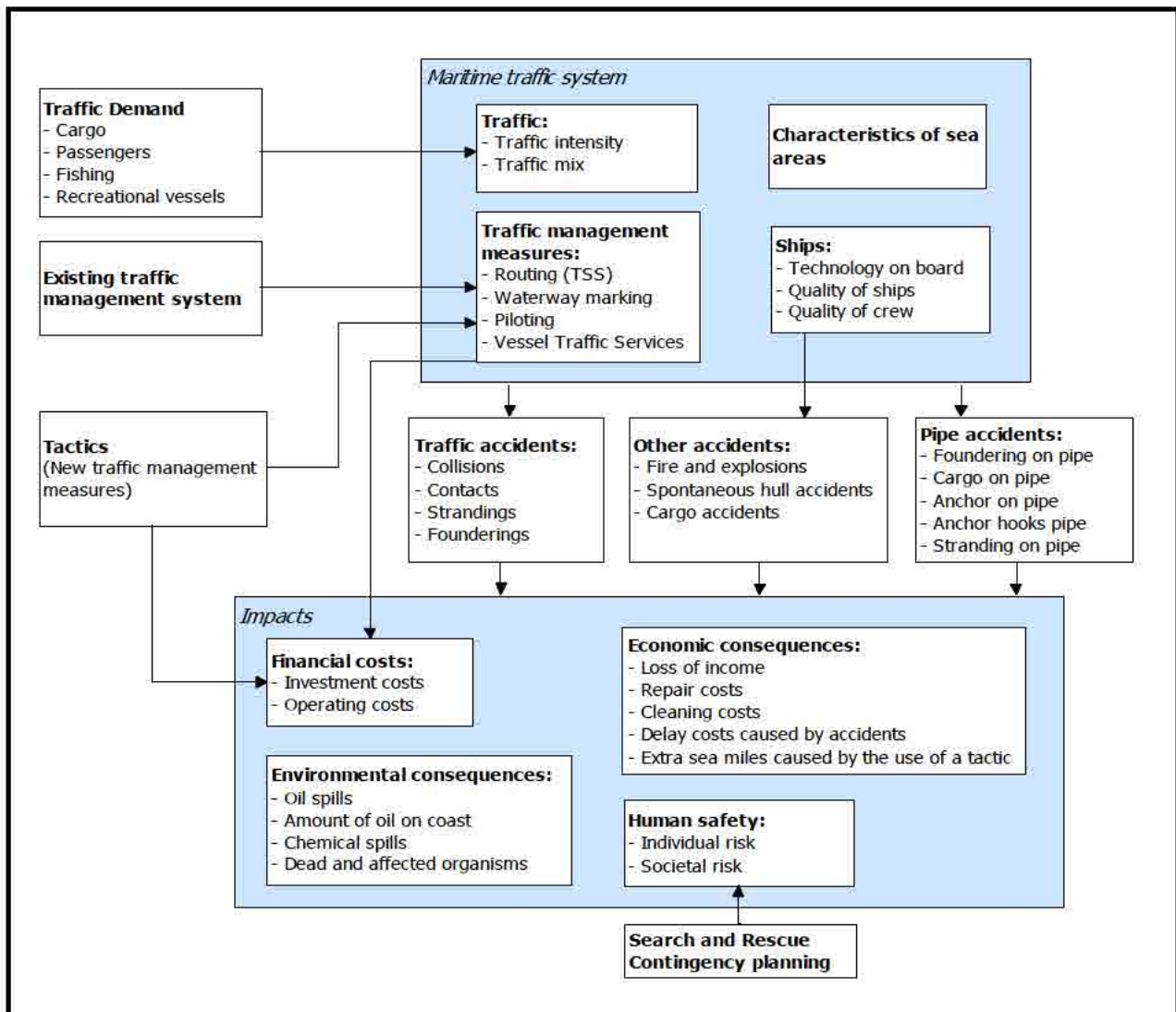
Het SAMSON-model (Safety Assessment Model for Shipping and Offshore on the North Sea) is ontwikkeld voor het voorspellen van effecten van ruimtelijke ontwikkelingen in de Noordzee, van ontwikkelingen in de scheepvaart zelf en van maatregelen ten aanzien van de scheepvaart.

De effecten die met het model bepaald kunnen worden bestaan uit:

- Aantal ongevallen per jaar, onderverdeeld naar aard van de ongevallen en betrokken schepen en objecten.
- Omgevaren afstand en gerelateerde kosten.
- Emissie van milieugevaarlijke stoffen.
- Consequenties van ongevallen, zoals het uitstromen van lading- of bunkerolie of persoonlijk letsel.

Het model is ontwikkeld voor Directoraat-Generaal Goederenvervoer (nu Directoraat-Generaal Luchtvaart en Maritieme Zaken) en wordt gebruikt om de kansen en consequenties van alle type ongevallen op zee te schatten. Een algemene beschrijving van het model kan worden gevonden in [Ref 1.]. In de executive summary van POLSSS, Policy for Sea Shipping Safety [Ref 2.], wordt beschreven op welke wijze SAMSON gebruikt is om de kosten en gevolgen van een groot aantal beleidsmaatregelen te voorspellen. Een globale beschrijving van SAMSON wordt ook weergegeven op: <https://www.iala-aism.org/wiki/iwrap/index.php/SAMSON>.

In Figuur 3-1 wordt het systeemdiagram weergegeven van het SAMSON-model, vrijwel alle blokken in dit diagram zijn beschikbaar binnen het model. Het grote blok "Maritime traffic system" (rechtsboven) bevat vier sub-blokken. Deze vier sub-blokken beschrijven het verkeersbeeld; het aantal scheepsbewegingen, de scheepskenmerken (lengte etc.) en de lay-out van het zeegebied. De ongevalsmodellen voor een aanvaring, stranding, brand/explosie etc. worden gebruikt om de ongevalsfrequentie te voorspellen gebaseerd op het verkeersbeeld. Het grote blok "Impacts" bevat de sub-blokken waarmee de consequenties bepaald worden van de ongevallen.



Figuur 3-1 Systeemdiagram SAMSON

3.2 Effect van het windpark

De aanleg van een windpark heeft gevolgen voor de scheepvaart. Een schip dat nu een route volgt door een toekomstig windpark, zal in de toekomst zijn route moeten verleggen en het windpark op minimaal 500 meter afstand passeren. Dit betekent dat dit schip **hinder** ondervindt van het windpark. Er zijn echter meer gevolgen. Doordat het schip een andere route neemt krijgen de scheepvaartroutes buiten het windpark een hogere (misschien fractioneel) intensiteit. Als gevolg van de hogere intensiteiten op deze routes is het de verwachting dat het aantal ontmoetingen en dus ook het aantal ongevallen toeneemt. Bovenstaande effecten worden de "indirecte" gevolgen genoemd.

Er treden echter ook nieuwe typen ongevallen op (directe gevolgen), namelijk **aanvaringen** en **aandrijvingen** met een windturbine van het windpark. In SAMSON worden dit soort ongevallen aangeduid met respectievelijk **ramming** en **drifting contacts**:

- Een **ramming** (aanvaring) is het gevolg van een navigatiefout, wanneer de navigator van een schip, dat op ramkoers ligt met een windturbine van het windpark, niet of te laat reageert. Een navigatiefout kan verschillende oorzaken hebben, zoals; onwetendheid, het niet zien van het windpark, het niet aanwezig zijn op de brug, onwel worden en niet kunnen reageren etc. De snelheid bij de aanvaring is hoog.

- Een **drifting** (aandrijving) treedt op wanneer een schip door een machinestoring niet meer manoeuvreerbaar is. In eerste instantie zal men proberen voor anker te gaan, maar indien dit niet mogelijk is, is het schip overgeleverd aan wind, golven en stroom. Een driftend schip kan vervolgens tegen een windturbine van het windpark komen zonder dat men dit aan boord kan voorkomen. De aanvaring is dwarsscheeps en de snelheid is gering.

Deze ongevallen komen voort uit het scheepvaartverkeer rondom het windpark en **behoeven niet noodzakelijkerwijs** tot de groep schepen beperkt te blijven die door het gebied van het windpark voeren toen dat er nog niet was.

Om de effecten van het windpark op de scheepvaart te kunnen berekenen is de nieuwe afwikkeling van het scheepvaartverkeer voor de situatie met het windpark in SAMSON gemodelleerd. De scheepvaart moet het windpark op minimaal 500 m passeren. De mate waarin de verkeersafwikkeling wordt beïnvloed, hangt af van de grootte en ligging van het windpark. Voor de locatie van het windpark wordt daarom een nieuwe verkeersdatabase aangemaakt waarin het veranderde vaarpatroon wordt opgenomen. Binnen de huidige studie is hierbij, met name de modellering van het routegebonden verkeer gebruikt zoals deze aangemaakt is voor een studie naar de cumulatieve effecten van alle windenergiegebieden die verwacht worden gebouwd te zijn in 2030 en met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Vervolgens kunnen de ongevalsmodellen van SAMSON toegepast worden voor het doorrekenen van de effecten van het windpark voor de scheepvaart.

3.3 Modelinvoer en uitgangspunten

De volgende uitgangspunten (aannames), modelinput en parameters worden voor de berekeningen gehanteerd.

3.3.1 Verkeer

Voor de berekeningen wordt gebruik gemaakt van een verkeersdatabase. Een verkeersdatabase bevat links, linkintensiteiten en linkkarakteristieken. Een link is de rechte verbinding tussen twee punten. De linkintensiteit beschrijft het aantal schepen dat per jaar over die link vaart, onderverdeeld naar scheepstype en scheepsgrootte. De linkkarakteristiek beschrijft hoe breed de link is en de laterale verdeling hoe het verkeer over die link verdeeld is. Het verkeer op zee wordt onderverdeeld in twee groepen, namelijk het "routegebonden" en het "niet-routegebonden" verkeer. Het routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de koopvaardij schepen, die op weg zijn van haven A naar haven B. Het niet-routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de schepen die een missie ergens op zee hebben, zoals visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart. In SAMSON zijn deze scheepsgroepen op een verschillende manier gemodelleerd.

3.3.1.1 Routegebonden verkeer

Het *routegebonden* verkeer is gemodelleerd op scheepvaartroutes over de Noordzee. Vanwege de ligging van de havens en de verkeersscheidingsstelsels beweegt het grootste deel van deze schepen zich over een netwerk van links (met een bepaalde breedte), vergelijkbaar met het wegennetwerk op het land. In de praktijk kunnen er schepen buiten deze links varen aangezien men overall mag varen, zolang men de regels in acht neemt. Het aandeel van het verkeer dat buiten de routes vaart is echter zeer klein, aangezien de links de kortste en veiligste verbindingen tussen havens omvatten waarbij rekening wordt gehouden met ondieptes en andere obstakels.

Binnen de huidige studie voor windenergiegebied IJmuiden Ver wordt in de basis gebruik gemaakt van de uitgangspunten die gebruik zijn binnen het onderzoek naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Hierbij wordt gebiedsscenario 1:

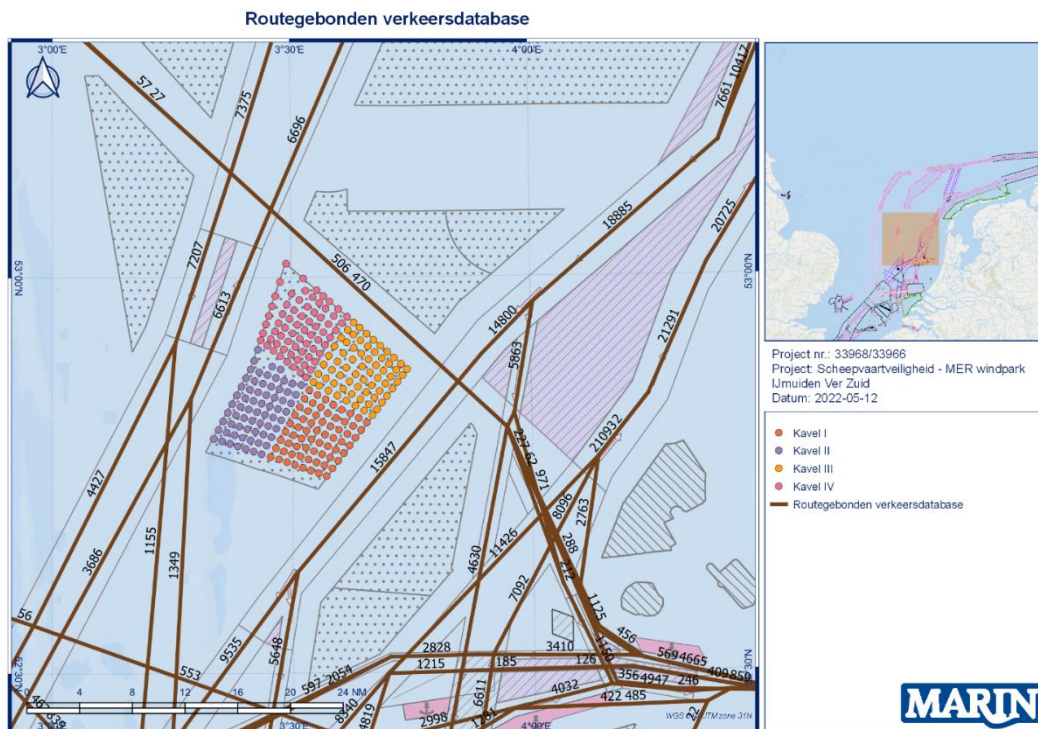
Routekaart 2030 (RK2030)' gehanteerd (zie APPENDIX 1) waar naast de operationele windparken PAWP¹, Luchterduinen, OWEZ² en Borssele de volgende toekomstige windparken beschouwd:

- HKN (Hollandse Kust Noord)
- HKZ (Hollandse Kust Zuid)
- HKW noordelijk en zuidelijk deel (Hollandse Kust West)
- TNW (Ten Noorden van de Waddeneilanden)
- IJmuiden Ver (zuidelijk deel)

Omdat in deze studie [Ref 12.] geen rekening is gehouden met de verkeersgroei is de verkeersdatabase gecorrigeerd met de groeicijfers zoals vastgesteld door de Erasmus Universiteit en eerder toegepast in de cumulatieve studie Wind op Zee 2030 [Ref 11.]. Details over de uitgangspunten met betrekking tot de groeicijfers staan vermeld in APPENDIX 3.

Naast het toepassen van de verwachte groeicijfers is binnen het huidige onderzoek (voor de MER) een andere inrichting van het windenergiegebied IJmuiden Ver gebruikt dat die gebruikt binnen de studie naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.] In de studie [Ref 12.] is gebruik gemaakt van een uniform grid van turbineposities terwijl nu de "definitieve" locaties van de turbines zijn meegenomen.

Figuur 3-2 geeft de aangepaste verkeersdatabase voor het routegebonden verkeer weer zoals gebruikt is in de huidige studie.



Figuur 3-2 Verkeersdatabase routegebonden verkeer zoals gebruikt in de huidige studie (gebaseerd op de verkeersdatabase o.b.v. AIS uit 2019 gebruikt in [Ref 12.], gecorrigeerd met de groeicijfers door de Erasmus Universiteit en de definitieve locaties van de turbines)

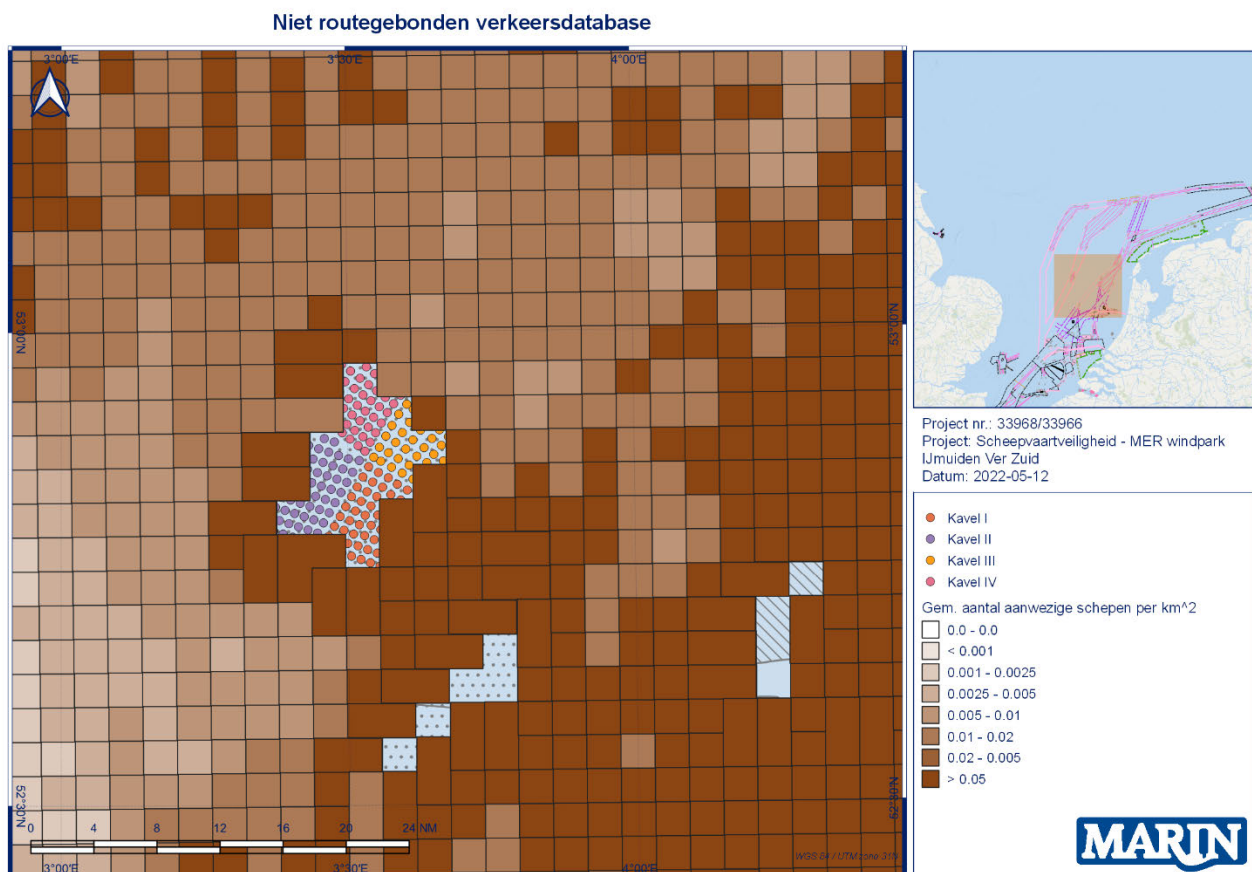
¹ PAWP: Prinses Amalia WindPark

² OWEZ: Offshore Windpark Egmond aan Zee

3.3.1.2 Niet-routegebonden verkeer

Het *niet-routegebonden* verkeer (visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart) kan niet op de voorgaande wijze worden gemodelleerd. Het gedrag van dit verkeer op zee is duidelijk anders. Men vaart niet van haven A naar haven B langs duidelijke routes, maar van haven A naar een of meerdere bestemmingen op zee en vervolgens meestal weer terug naar de vertrekhaven A. Het gedrag op zee is meestal onvoorspelbaar. Vissers varen bovendien nog vaak heen en weer in een visgebied. Dit is de reden waarom dit verkeer door middel van dichtheden in SAMSON is gemodelleerd (zie Figuur 3-1).

De gemiddelde dichtheid in de 4 x 4 km gridcellen is gebaseerd op een analyse van de AIS-data over 2019. Hiervoor is gebruik gemaakt van dezelfde database als gebruikt in [Ref 12.]. Net als het routegebonden verkeer zijn ook deze cijfers gecorrigeerd met de groeicijfers als berekend door de Erasmus Universiteit Rotterdam (zie APPENDIX 3). In overleg met opdrachtgever is voor het huidige onderzoek aangenomen dat er geen sprake zal zijn van integrale doorvaart of doorvaart in passagestroken door kleinere schepen. Dit conform het vastgestelde beleid rond doorvaart dat is vastgesteld in het Programma Noordzee 2022-2027. Het verkeer dat zich eerst binnen de grenzen van het windenergiegebied bevond is verplaatst naar de randen rond het gebied, in overeenstemming met de uitgangspunten van het onderzoek naar de cumulatieve effecten van de doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Daardoor hebben sommige gridcellen in Figuur 3-1 geen of erg lage dichtheid ter hoogte van windparken.



Figuur 3-1 Niet-routegebonden verkeersdatabase o.b.v. AIS-data uit 2019 [Ref 12.]

3.3.2 Gebruikte modellen

Het totale SAMSON-model bestaat uit verschillende submodellen voor de verschillende ongevallen. Om het effect van beide windparken voor de scheepvaart te kwantificeren op de locatie van de windparken wordt het aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar bepaald. Hiervoor worden de volgende modellen gebruikt:

- Contact met een vast object (windturbine):
 - als gevolg van een navigatiefout (ramming);
 - als gevolg van een motorstoring (drifting).

Om het effect van de windparken voor de scheepvaart buiten de windparklocaties te kwantificeren wordt het risiconiveau met en zonder de windparken vergeleken. Deze effecten zijn het gevolg van een verandering in de routestructuur; het verkeer dat eerst door het windenergiegebied voer wordt nu buitenom geleid. Om het "algemene" risiconiveau vast te stellen worden de volgende modellen gebruikt:

- Schip-schip aanvaringen;
- Aanvaring met een vast object (in dit geval bestaande offshore platformen):
 - als gevolg van een navigatiefout (ramming);
 - als gevolg van een motorstoring (drifting).

De effecten op de aanvaar- en aandrijfkansen voor pieren en voor stranden als gevolg van een verandering in de verkeersafwikkeling worden in deze studie niet berekend. De pieren en de kustlijn op de Noordzee liggen namelijk zo dat de gewijzigde verkeersstromen deze kansen niet veranderen.

Voor de huidige studie zijn geen nieuwe berekeningen uitgevoerd voor het bepalen van het indirecte effect, maar er is gebruik gemaakt van de resultaten van de studie naar de cumulatieve effecten uitgevoerd in 2019 ([Ref 11.]) en de update van dit onderzoek met een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]).

3.4 Gevolgschade

Als gevolg van een aandrijving of een aanvaring van een windturbine kan schade ontstaan, zogenaamde gevolgschade. Deze schade bestaat uit schade aan de windturbine, schade aan het schip, milieuschade als gevolg van een uitstroom van olie bij schade aan een schip en persoonlijk letsel als gevolg van de aanvaring/aandrijving.

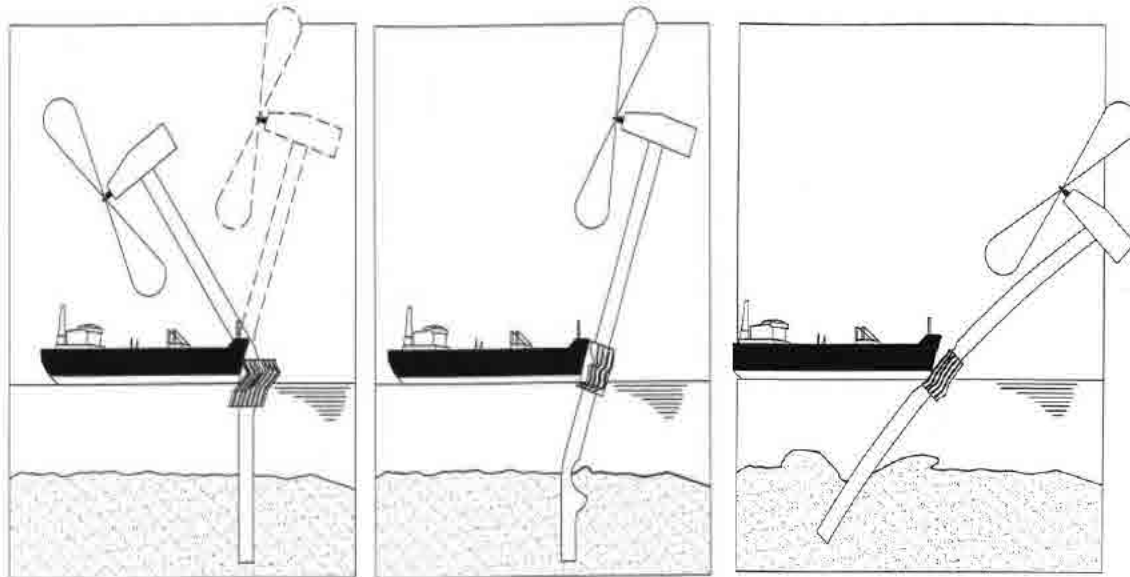
Van de schepen welke in aanvaring of aandrijving met het windpark komen is de verdeling bekend over de vaarsnelheden, vaarrichting, scheepstype en scheepsgroottes. Deze gegevens zijn voldoende om de maximale energie aanwezig in de botsing te bepalen. Deze energiemaat wordt gebruikt om deels op basis van ervaring en deels op basis van complexe berekeningen de schade aan het schip te bepalen die in aanvaring met een ander schip of een object komt. Uitgangspunt is dat de volledige energie gedissipeerd wordt in de botsing. De aanwezige energie in varende of driftende schepen is voor deze studie ook bepaald en wordt gepresenteerd per scheepstype met de daarbij behorende kansen van optreden.

3.4.1 Schade aan windturbine en schip

Voor de meeste scheepstypen is geen sprake van volledige dissipatie van de energie na een botsing vanwege de beperkte energieopname van het aangevaren object. Het bezwijkgedrag van de windturbines is onderzocht [Ref 5.]. Hieruit bleek dat bij bijna alle scheepstypen de windturbine statisch gezien bezwijkt en daarbij slechts een fractie van de energie dissipeert. Voor de verdere analyse van de gevolgschade worden de volgende twee bezwijkvormen onderscheiden:

- **Knikken;** de windturbine bezwijkt door te knikken op het punt van de impact, gevolgd door plastische vervorming, waarbij de mast vast blijft zitten. Tenslotte valt de turbine naar het schip toe of juist van het schip af. In het geval dat de turbine richting het schip valt kan de rotor met de gondel op het dek terechtkomen.

- **Scharnieren;** de windturbine bezwijkt door het ontstaan van een plastisch scharnier bij de “bevestiging” op de bodem van de zee. De windturbine kan als gevolg van het ontstaan van dit scharnier afbreken of wordt in zijn geheel (inclusief bodem) omvergeduwd. Het feitelijke scharnierpunt wordt dan verdeeld over de lengte in de bodem en is geen punt meer maar een deel van de mastfundering in de bodem die plastisch buigt en deels meegeeft.



Figuur 3-2 Figuren van de verschillende bezwijkvormen, links betreft knikken, midden en rechts betreft scharnieren.

Welke van deze beide bezwijkvormen optreedt, is alleen op basis van een dynamische berekening vast te stellen. Experts hebben op basis van hun onderzoek de frequentie van voorkomen geschat voor de verschillende bezwijkvormen. Daar waar de effecten nog niet zijn in te schatten heeft men voor een conservatief standpunt gekozen. Zo kan de mast met gondel van het schip af of op het schip vallen. Wat in werkelijkheid gebeurt hangt van veel constructiewaarden en omgevingsfactoren af. Voor de nu uitgevoerde berekeningen wordt aangenomen dat de mast met gondel altijd op het schip valt in geval van knikken.

In Tabel 3-1 wordt een overzicht gegeven van verschillende bezwijkvormen als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een windturbine (< 5MW) per scheepsgrootte. Ook wordt in de tabel aangegeven wat de verwachte schade aan het schip zal zijn. Dit is de gevolgschadetabel die ook in [Ref 5.] is gebruikt. Het aangegeven ‘aandeel’ betreft de kans op een bezwijkvorm. Het bovenste deel van Tabel 3-1 geldt wanneer de turbine knikt. Kleine schepen hebben niet genoeg massa om de turbine te doen knikken. Bij aandrijven is de energie onvoldoende om de turbine te doen knikken.

Bij de frontale en de frontale/laterale (schampen) aanvaringen zal wel ernstige schade ontstaan aan de boeg van het schip, maar zal er geen ernstige schade (“Geen” in Tabel 3-1) optreden in het ladinggedeelte van het schip. De constructie van het schip voor het aanvaringsschot (voorpiekschot) is zeer stijf waardoor de schade beperkt zal blijven tot het deel van het schip voor het aanvaringsschot waar lek raken geen uitstroom tot gevolg heeft omdat er geen lading of brandstof in dit deel van het schip aanwezig is. Bij het schampen zal het zeer stijve en uitwaaiierende voordek van het schip de energie zonder veel schade opvangen. Wel kan er schade ontstaan aan het dek, in het geval de mast en/of gondel op het dek valt.

Tabel 3-1 *Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan de turbine en het schip.*

Bezwijkvormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenships (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip			
Knikken	<500	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen						
	500-1000	0%	Ja	Geen	0%	Nee	Geen						
	1000-1600	5%	Gos Mos ³	Dek	0%	Ja	Geen						
	1600-10000	10%	Gos Mos	Dek	5%	Gos Mos	Dek						
	10000-30000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	30000-60000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	60000-100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	>100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
Scharnieren	<500	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	500-1000	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1000-1600	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Huid	100%	Nee	Geen
	1600-10000	90%	Ja	Geen	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Nee	Geen
	10000-30000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	30000-60000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	60000-100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	>100000	90%	Ja	Geen	91%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen

3.4.2 Bepalen van persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel is voor een aanvaring/aandrijving alleen te verwachten wanneer de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in Tabel 3-1).

Voor de windturbines zijn de frequenties van de verschillende schadevormen bepaald, waaruit de mogelijk optredende schade in termen van persoonlijk letsel is bepaald. Hierbij is uitgegaan van een aantal worst-case benaderingen.

Uitgaande van het aantal aanvaringen/aandrijvingen zijn de volgende rekenslagen per scheepstype en -grootte gemaakt.

- Aantal aanvaringen/aandrijvingen wordt vermenigvuldigd met de bijbehorende kans op een bepaalde bezwijkvorm.
- Vermenigvuldiging met de kans voor die bezwijkvorm dat de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in de Tabel 3-1). Aangezien niet bekend is wat de kans is dat de mast op het schip valt, dan wel van het schip af valt wordt hier met een factor 1 gerekend, dus met het worst-case scenario dat de mast altijd op het schip valt.

³ GosMos = Gondel Op Schip en Mast Op Schip na plastische vervorming

- Vermenigvuldiging met het beschadigingsgedeelte van het dek. Hierin zitten twee worst-case benaderingen, namelijk;
 - De mast valt geheel op het schip. Bij het schampen zal echter de mast vaak schuin over het dek kantelen
 - Het oppervlak van de mast inclusief het volledige rotorblad wordt genomen, dus alsof de windturbine al draaiend intact op het dek valt.
- Vermenigvuldiging met de kans dat iemand zich bevindt op het beschadigde gedeelte. De kans dat een persoon zich ergens aan dek bevindt wordt op 10% geschat. In werkelijkheid is deze kans veel kleiner, aangezien vrijwel alleen bij vissersschepen bemanning aan dek te vinden is, maar deze groep zit vrijwel niet in de groep schepen die de mast doet knikken. Deze 10% bevat ook de mensen die indirect worden getroffen door het doorwerken van de dekschade tot de ruimtes daaronder waarin personen aanwezig zijn.
- Vermenigvuldiging met het aantal personen aan boord; immers de kans is voor ieder persoon afzonderlijk bepaald.

Het persoonlijk letsel doordat mensen vallen door de klap zelf is niet gemodelleerd, ook niet voor de kleine schepen die frontaal tegen de bescherming van de mast varen waarbij het schip (recreatievaartuig) volledig vernield wordt. Voor deze categorie schepen zijn de kansmodellen ook onbetrouwbaar. Bovendien zullen deze schepen vrijwel altijd schampen.

3.4.3 Kanttekeningen bij de modelering van de gevolgschade

De modellering en de schadematrix zoals hierboven beschreven in 3.4.1 en 3.4.2 geven een weergave van de modellering zoals deze tot nu toe gebruikt zijn binnen M.E.R. studies naar scheepvaartveiligheid rondom windparken, zoals windparken Hollandse Kust, Borssele en Ten Noorden van de Wadden.

Binnen de studie naar de cumulatieve effecten van alle parken samen op de scheepvaartveiligheid [Ref 11.] is geconcludeerd dat de onderzoeken naar de gevolgschade uitgevoerd in 2005, niet meer volledig de huidige situatie beschrijven en dat er bepaalde scenario's onderbelicht zijn door schaalvergroting van windturbines en het niet beoordelen van effecten op kleinere schepen. Concreet is destijds in deze studie de volgende aanbeveling opgenomen.

“Schademodel; Door schaalvergroting van de windmolens in combinatie met de drifteigenschappen van schepen met zeer grote windvang zoals ultra grote cruise en containerschepen wordt aanbevolen om meer onderzoek te doen naar de gevolgen van een aanvaring/aandrijving van een schip met een windturbine. Hierbij is niet alleen de schade aan de windturbine belangrijk, maar ook het risico voor bemanning en passagiers, de schade aan het schip en mogelijke milieuverontreiniging.”

Aanvullend onderzoek naar de gevolgschade bij schip-turbine aanvaring zijn onderdeel van het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) van Rijkswaterstaat. Dit programma loopt tot 2029 en een eerste onderzoek naar de gevolgschades aan een grotere 10MW windturbine is afgerond [Ref 14.]. Opstart van vervolgonderzoek met grotere windturbines en modelvalidatie staat gepland voor halverwege dit jaar 2022. Kanttekeningen die op basis van het onderzoek uit 2020 [Ref 14.] bij de gebruikte schadematrix gemaakt kunnen worden zijn:

- Een observatie vanuit het onderzoek is dat een Kruiplijn Coaster (1550GT) zowel varende als driftend alleen voor plastische vervorming van de windturbine leidt en niet tot knikken of scharnieren. De gehanteerde schadematrix is daarmee conservatief van aard.
- Een groot driftend passagiersschip of containerschip (beide >100000GT) kunnen mogelijk onder bepaalde condities leiden tot schade aan de turbine waarbij de gondel op het schip valt.

Eliminatie van aannames en een volledig 3D FE model is nodig om hier met meer zekerheid conclusies te trekken en om te voorkomen dat deze resultaten het gevolg zijn van de beperkingen van de FE modellering. De gebruikte schadematrix voorziet momenteel niet dat driftende grote schepen kunnen leiden tot een op het schip vallende gondel.

Binnen deze studie naar de effecten op scheepvaartveiligheid van IJmuiden Ver in het kader van de M.E.R. is gekozen om geen trendbreuk met eerdere studies te laten ontstaan en met dezelfde uitgangspunten de gevolgschade te kwantificeren.

Daarom is bij de beschreven indicatieve gevolgschades in deze paragraaf aangegeven welke verwachting bestaat ten aanzien van de gekwantificeerde gevolgschade, is deze conservatief of juist niet.

Schade aan de turbine

De verwachting is dat voor de grotere 15 MW-windturbine een sterkere constructie nodig zal zijn dan bij de kleinere (<5MW) windturbines waar de schadematrix op is gebaseerd. Door de sterkere constructie van de monopile is een grotere scheepsmassa nodig om schade toe te brengen aan de windturbine. Daar waar in de schadematrix een driftend schip van 1600GT al schade zou kunnen aanbrengen verschuift deze grens naar een schip met een grotere GT. Dit wordt ook bevestigd door het onderzoek dat door HVR engineering in 2020 is uitgevoerd [Ref 14.]. De gehanteerde schadematrix is daarmee voor schade aan de turbine conservatief van aard.

Schade aan het schip

De verwachting is dat het schampen van een grotere 15 MW-windturbine wel degelijk grotere gevolgen kan hebben voor het schip. De sterkere, uitstekende constructieonderdelen van windturbines zouden de zwakkere scheepshuid kunnen doorboren. In de driftsituaties waar schade aan de scheepshuid wordt voorzien, is de verwachting dat de schade toeneemt. Afhankelijk van het type schip en locatie van de impact kunnen dit soort driftsituaties schade veroorzaken. Milieuschade door het lekragen van een brandstoftank of persoonlijk letsel wanneer bemannings- en passagiershutten zich direct achter de scheepshuid bevinden.

Uitgangspunt in de meeste onderzoeken is dat de windturbine niet operationeel is op moment dat een schip te dicht nadert. Met het in de windparken aanwezige veiligheidssysteem kan de draaiende rotor worden gestopt op moment dat een schip te dicht nadert. Falen van dit systeem wordt niet meegenomen in de omschreven kwantificering van de gevolgschade.

Persoonlijk letsel

Het uitgangspunt in deze studie en eerdere studies is dat persoonlijk letsel alleen te verwachten is wanneer de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in Tabel 3-1). Daarmee wordt geen rekening gehouden met persoonlijk letsel die kan ontstaan doordat een schip een windturbine schampt ter hoogte van bemannings- of passagiersverblijven. Ook dit effect is onderdeel van de aanbeveling voor vervolgonderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van windturbines.

De verwachting is dat voor de grotere 15 MW-windturbine een sterkere constructie nodig zal zijn dan bij de kleinere (<5MW) windturbines waar de schadematrix op is gebaseerd. Door de sterkere constructie van de monopile is een grotere scheepsmassa nodig om schade toe te brengen aan de windturbine. Daar waar in de huidige schadematrix een varend schip van 1000GT al kan zorgen voor een vallende gondel op het schip, verschuift deze grens naar een schip met een grotere GT. De gehanteerde schadematrix is daarmee conservatief van aard voor persoonlijk letsel als gevolg van de vallende gondel.

Ladinguitstroom

Voor het bepalen van de uitstroom van olie en chemicaliën (stoffen die in de bulk van tankers vervoert worden en een "gevaar" kunnen vormen voor het milieu wanneer ze uitstromen) is in het verleden gebruik gemaakt van gemiddelde ladinggegevens (type stof en beladingsgraad) bepaald in 2004.

Aangenomen wordt dat de gemiddelde beladingsgraad van de schepen die olie vervoeren over de jaren heen niet significant gewijzigd is. Per jaar kan, door verschillende economische oorzaken, de gemiddelde hoeveelheid olie aan boord van schepen wel wijzigen, maar aangenomen wordt dat gemiddeld genomen de hoeveelheid olie aan boord gelijk is en afhankelijk van de scheepsgrootte.

Binnen de modelering van de uitstroom van olie en chemicaliën als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een vast object wordt nog uitgegaan van enkelwandige tankers (worst-case), echter sinds 2018 zijn deze volledig uit gefaseerd, dit betekent dat de uitgangspunten voor dit deel van de berekeningen niet meer in lijn zijn met de huidige vloot. Wel is de gevolgschade en daarmee de geschatte ladinguitstroom in SAMSON in 2017 aangepast voor schip-schip aanvaringen op basis van MARCOL (MARin COLLision model: mathematisch modellering gevolgschade schip als gevolg van een aanvaringsscenario), dit model is echter (nog) niet geschikt te gebruiken voor de gevolgschade aan een vast object.

De verwachting bestaat dat grotere windturbines (>10MW) meer schade aan de scheepshuid kunnen veroorzaken met meer uitstroom tot gevolg. Ook dit effect is onderdeel van de aanbeveling voor vervolgonderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van windturbines.

Op basis van bovenstaande kanttekeningen met betrekking tot de huidige modelering van de uitstroom van olie als gevolg van een aanvaring met een turbine (beladingsgraad en enkelwandige tankers) en in afwachting van de resultaten van dit onderzoek is er daarom voor gekozen de uitstroom van bunker en landing olie niet op te nemen in dit rapport. De onzekerheid over de uitgangspunten van de bestaande modellering binnen SAMSON zijn "te groot" om een betrouwbaar resultaat te geven.

3.5 Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten

Wanneer er binnen het beleid voor gekozen wordt om de windparken af te sluiten ontstaat een "verboden" gebied voor alle scheepvaart met uitzondering van reparatie/onderhoudsvaartuigen. Sommige schepen moeten hierdoor een andere route volgen dan voor de bouw van het windpark. Hierdoor verandert het verkeersbeeld rond het windpark met een mogelijke verandering in de scheepvaartveiligheid als gevolg. In 2022 is een separate studie uitgevoerd in opdracht van RWS die de effecten op de scheepvaartveiligheid van Wind op Zee 2030 met doorkijk naar 2040 in kaart gebracht heeft [Ref 12.]. Hierbij zijn berekeningen uitgevoerd om het aantal aanvaringen tussen schepen, aanvaringen met platformen en windturbines te bepalen. Voor het bepalen van de effecten voor de scheepvaart als gevolg van de wijzigingen in de routestructuur wordt binnen deze huidige studie voor IJmuiden Ver gebruik gemaakt van de resultaten van deze cumulatieve studie.

Daarnaast is in 2020 een separate studie uitgevoerd naar de effecten van het gebruik van passagestroken in plaats van integrale doorvaart ([Ref 12.]). De conclusies hierbij was dat de aanvaar- en aandrijffrequentie voor, met name het niet-routegebonden verkeer afnemen bij het gebruik van passage stroken in plaats van integrale doorvaart.

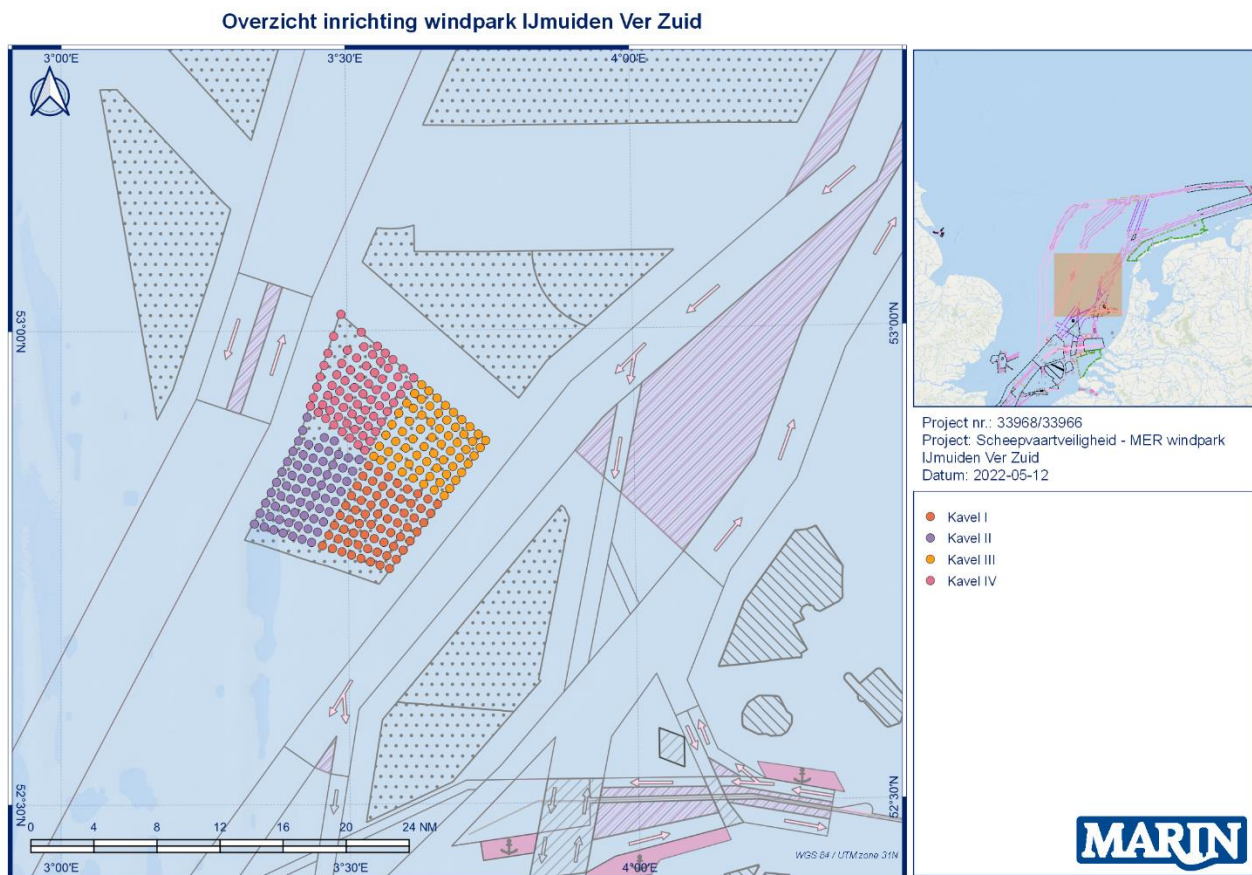
4 RESULTATEN

In 4.1 worden eerst de configuratie beschreven, gevolgd door de aanvaar- en aandrijffrequenties en de gevolgschade. Gedetailleerde resultaten van de kavel wordt gegeven in APPENDIX 1.

De routegebonden schepen worden in de tabellen verkort weergegeven met “R-schepen” en de niet-routegebonden schepen worden aangeduid met “N-schepen”. De overige effecten worden voor beide varianten beschreven vanaf paragraaf 4.3.

4.1 Configuratie

In overleg met de opdrachtgever is in deze studie één inrichtingsvariant doorgerekend voor windturbines geplaatst op een monopile met een vermogen van 15 MW. De diameter van de palen zijn 9 meter en die van de rotor 236 meter.



Figuur 4-1 Overzicht van de inrichting van windpark IJmuiden Ver

4.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windenergiegebied

Door de aanwezigheid van het windpark is een nieuw type risico ontstaan op die locatie op zee, namelijk de kans dat een schip tegen één van de windturbines aanvaart (rammen) of aandrijft (driften). De frequenties voor deze ongevallen zijn bepaald met het SAMSON-model. De resultaten van deze berekening worden gegeven in termen van het aantal mogelijke aanvaringen of aandrijvingen per jaar voor elke windturbine afzonderlijk en voor het gehele windpark. In de modellering wordt rekening gehouden met de mogelijkheid dat 1 schip meerdere turbines raakt.

In Tabel A1-1 van de APPENDIX 1 staan de aanvaar- en aandrijffrequenties per windturbine door alle schepen.

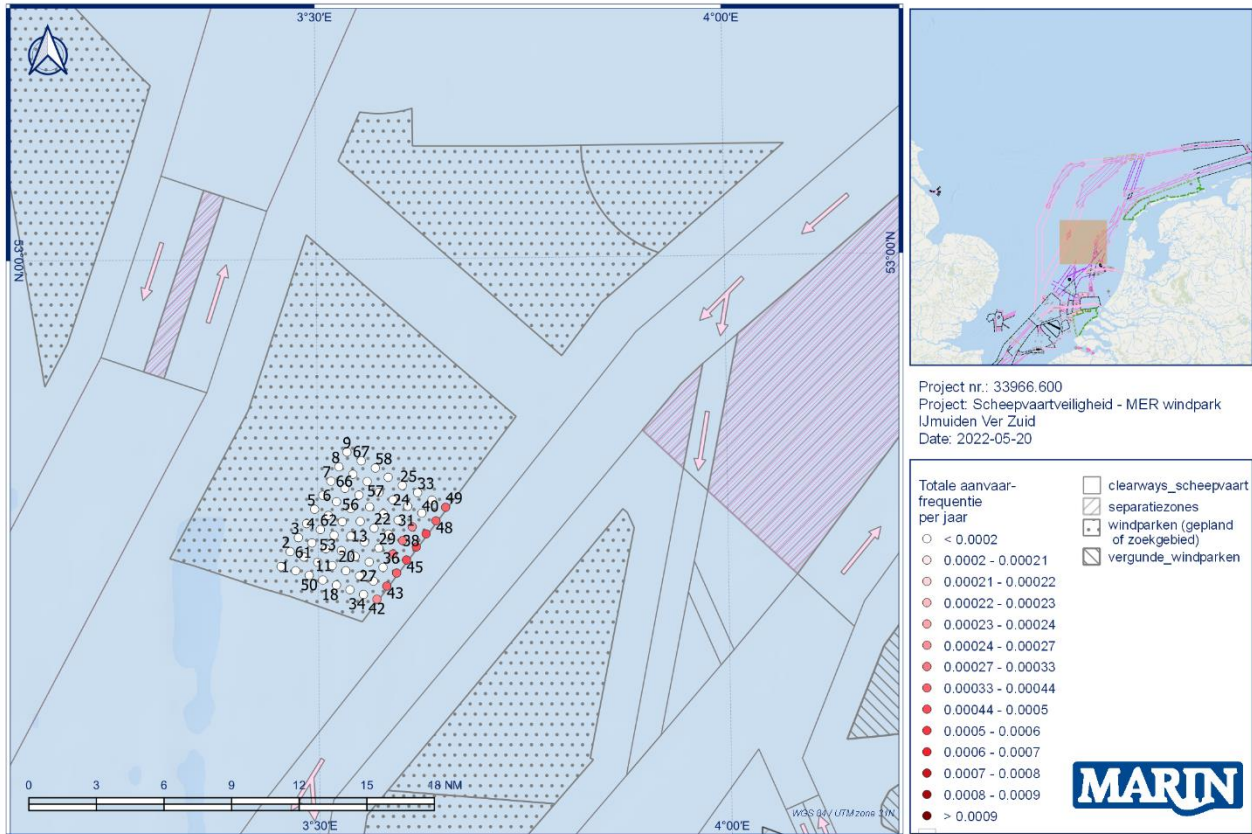
In Figuur 4-1 zijn grafisch de individuele aanvaar- en aandrijffrequenties voor alle turbines weergegeven. De getallen naast de turbines betreft de turbine nummering. Uit de tabellen en de verschillende figuren blijkt dat de windturbines aan de (zuid)oostzijde van de kavel relatief de hoogste aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. Dit wordt grotendeels veroorzaakt door de druk bevaren VSS-verkeerroute aan de (zuid)oostzijde van de locatie.



Figuur 4-1 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen en aandrijffrequentie/driften per turbine

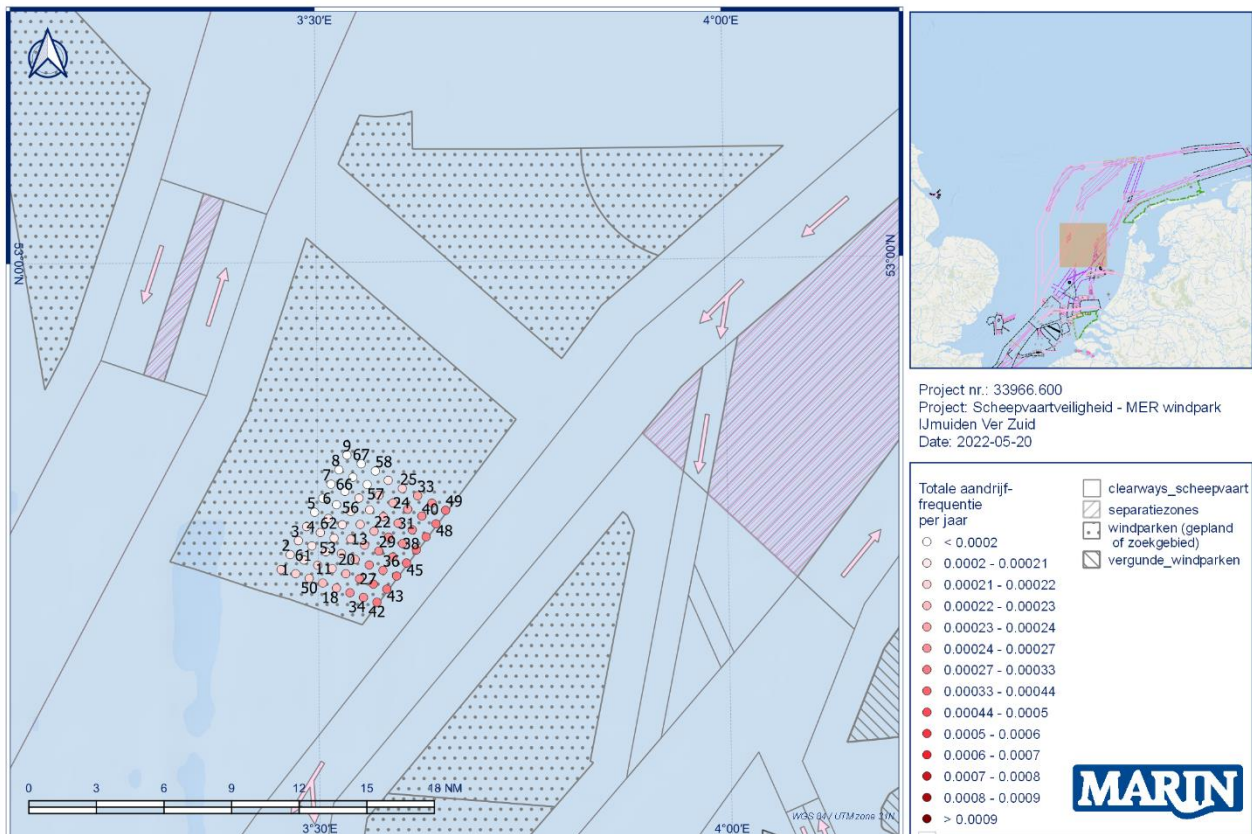
In Figuur 4-2 en Figuur 4-3 wordt de kans voor respectievelijk aanvaren en aandrijven gepresenteerd per turbine. Zichtbaar is dat zowel de kans op aandrijven als de kans op aanvaren gelieerd is aan het verkeer op het VSS aan de (zuid)oostzijde van het windpark.

Scheepvaartveiligheid windpark IJmuiden Ver - aanvaarfrequentie per jaar



Figuur 4-2 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen per turbine

Scheepvaartveiligheid windpark IJmuiden Ver - aandrijffrequentie per jaar



Figuur 4-3 Verwachte aandrijffrequentie/driften per turbine

Tabel 4-1 bevat de kans op een aanvaring/aandrijving per jaar, gesommeerd over alle windturbines. Hierbij zijn dus de totale aanvaar- en aandrijffrequentie weergegeven door zowel route- als niet-routegebonden verkeer. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor de kavel is 0,0211, dit is equivalent aan eens per 47 jaar. In de tabel zijn ook de aanvaar- en aandrijffrequenties weergegeven voor het gehele wind energiegebied IJmuiden Ver (270 turbines).

Tabel 4-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor het windenergiegebied

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver totaal	270	0.0097	0.0155	0.0252	0.0587	0.0020	0.0608	0.0860	12
Kavel I	67	0.0022	0.0036	0.0057	0.0148	0.0005	0.0154	0.0211	47

Omdat de kansen ook afhangen van het aantal turbines, zijn in Tabel 4-2 de gemiddelde kansen per turbine gegeven. Hieruit blijkt dat de gemiddelde kans op aanvaring/aandrijving per turbine 0,000315 bedraagt, oftewel eens per 3172 jaar. In de tabel zijn ook de frequenties gegeven voor de turbine met de hoogste en laagste totale frequentie om de totale spreiding weer te geven. De totale frequentie voor aanvaringen plus aandrijvingen van de individuele turbines varieert tussen de eens in de 1344 jaar en 5180 jaar.

Wanneer de gemiddelde frequenties per turbine worden vergeleken met het gemiddelde over de kavels I-IV dan is de gemiddelde frequentie per turbine voor kavel I iets lager dan de gemiddelde frequentie per turbine voor alle vier de kavels.

Tabel 4-2 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor kavel I

Variant	turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar per turbine			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar per turbine			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
Gemiddeld alle turbines windpark	270	3.60E-05	5.72E-05	9.32E-05	2.18E-04	7.58E-06	2.25E-04	3.18E-04	3141
Gemiddeld alle turbines kavel	67	3.25E-05	5.30E-05	8.55E-05	2.22E-04	8.19E-06	2.30E-04	3.15E-04	3172
Turbine met maximale frequentie	Nr:45	1.61E-04	2.85E-04	4.45E-04	2.84E-04	1.47E-05	2.98E-04	7.44E-04	1344
Turbine met minimale frequentie	Nr:9	7.59E-07	3.47E-08	7.94E-07	1.88E-04	4.66E-06	1.92E-04	1.93E-04	5180

De turbine met de hoogste aanvaar- en aandrijfkans is turbine 45, wat een van de buitenste turbines is aan de (zuid)oostzijde van de kavel. Echter de totale aanvaar- en aandrijfkans voor deze turbine wijkt weinig af van de naastgelegen turbines op buitenste rij. Ten opzichte van de totale kans op aanvaar- en aandrijven is de kans op aandrijven (driften) is 71% en de kans op aanvaren (rammen) 29%. De kans op aandrijven wordt met name veroorzaakt door schepen in de categorieën GDC, container en RoRO.

4.3 Gevolgschade

Deze paragraaf betreft de beschrijving van de uitkomsten van een kwantitatieve analyse naar de gevolgschade. Een nadere toelichting van en de aandachtspunten bij deze kwantificering van de gevolgschade wordt gegeven in paragraaf 3.4. Waar de gegeven aandachtspunten leiden tot een verwachte afwijking van de uitkomsten zal dat hier worden benoemd.

4.3.1 Schade aan het schip

Voor de gevolgschade aan het schip worden drie types onderscheiden: schade aan het schip in het geval dat de gondel en mastdeel op het schip valt na de aanvaring, alleen schade aan de scheepshuid en geen schade (zie 3.4.1). De frequentie van ieder type schade aan het schip is voor de eerste variant gegeven in Tabel A1-3 in de APPENDIX 1. De frequenties worden gegeven voor zeven verschillende scheepstypen. In de berekeningen wordt geen rekening gehouden met het verschil in funderingen en het feit dat aanvaringen met jackets tot meer schade aan het schip zullen leiden.

In Tabel 4-3 wordt voor het kavel het aandeel per scheepstype en per type schade in de totale frequentie gegeven. Zo is bijvoorbeeld te zien dat in circa 10% van de aanvaringen of aandrijvingen met een turbine er sprake is van schade aan de scheepshuid van een olietanker.

Onderstaande tabel geeft het aandeel in de aanvarings- of aandrijvingsfrequentie aan, waarbij het totaal aantal schepen 100% is. Dit houdt in dat er in circa 81% van de aanvaringen of aandrijvingen door alle scheepstypen schade aan de scheepshuid optreedt.

Tabel 4-3 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant, per scheepstype en soort schade

Scheepstype	Ijmuiden Ver Kavel I			Totaal
	Soort schade			
	GosMos ⁴	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0.0%	10.3%	0.0%	10.3%
Chemicaliëntanker	0.0%	10.2%	0.0%	10.2%
Gastanker	0.0%	3.6%	0.0%	3.6%
Container+ RoRo	0.9%	27.1%	0.0%	28.0%
Ferry	0.0%	2.3%	0.0%	2.3%
Overige R-schepen	0.1%	25.4%	0.7%	26.2%
N-schepen	0.1%	2.0%	17.3%	19.4%
Alle schepen	1.1%	80.8%	18.1%	100.0%

4.3.2 Schade aan de windturbines

Voor de gevolgschade aan de windturbines worden vier typen onderscheiden: geen schade, de turbine kan scheef gaan staan, de turbine kan omvallen, de gondel en mast kunnen op het schip vallen. De frequentie van deze verschillende typen is voor het gehele windpark gesommeerd weergegeven in Tabel A1-4 in de APPENDIX 1. In Tabel 4-4 is per type gevolgschade het aandeel in de totale aanvarings- en aandrijvingsfrequentie gegeven. Hieruit blijkt bijvoorbeeld dat voor circa 35% van de aanvaringen of aandrijvingen de turbine als gevolg ervan scheef staat.

⁴ Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

De verwachting bestaat gezien de kanttekeningen in paragraaf 3.4.3 dat de kans op een schip-turbine aanvaring waarbij geen schade aan de turbine ontstaat zal toenemen en daarmee de kans op een scheve en/of omgevallen turbine zal afnemen.

Tabel 4-4 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant en type schade aan de turbine

	Kavel I	
Schade aan turbine	Aantal per jaar	Aandeel in frequentie
Geen	0.003828	18%
Scheef	0.007299	35%
Omvallen	0.009765	46%
GosMos	0.000234	1%
Totaal	0.021125	100%

Op basis van de gemiddelde massa van een bepaald scheepstype en scheepsgrootte en de gemiddelde snelheid kan de kinetische energie bepaald worden op het moment van 'impact'. De verdeling van de aanvaar/aandrijffrequenties voor de verschillende impactenergieniveaus is gegeven in Tabel A1-5.

Figuur A1-1 bevat nogmaals de aanvaringsfrequenties. Met deze figuur wordt weergegeven hoe vaak aanvaringen met een bepaalde impact voorkomen. Het aantal aanvaringen dat een impact heeft boven een bepaalde energiewaarde zal afnemen naarmate die drempelwaarde (op de y-as) toeneemt. De lijnen lopen dus richting de y-as. De oranje lijn valt bij 205 MJ samen met de y-as. Dit betekent dat er nooit aandrijvingen met een impact van meer dan 205 MJ plaatsvinden. De blauwe en grijze lijn vallen vanaf dat energieniveau samen. Alleen aanvaringen hebben dus een impact van meer dan 205 MJ.

4.3.3 Persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel wordt veroorzaakt doordat de gondel en de mast op het dek van een schip kunnen vallen als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een turbine. In Tabel A1-6 is voor het gehele kavel een overzicht gegeven van het aantal directe doden als gevolg van het op het dek vallen van de gondel en de mast.

Naast gevolgen voor personen door het vallen van een mast of gondel zijn ook andere scenario's denkbaar waarbij er gevolgen zijn voor personen aan boord, bijvoorbeeld wanneer een passagiersschip langs een turbine schampt en er schade aan de huid ontstaat ter hoogte van slaapvertrekken. Deze gevolgen zijn niet beschouwd in het onderzoek uitgevoerd in 2005 naar de gevolgschade. De gevolgen voor personen aan boord is dan ook zeker een belangrijk onderdeel in vervolgonderzoek naar schade aan schip en turbine na een aandrijving of aanvaring. Tijdens de uitvoering van de studie voor IJmuiden Ver was er nog onvoldoende kennis beschikbaar voor een goede kwantitatieve beschouwing van de gevolgen anders dan het letsel als gevolg van een vallende gondel en mast op het schip.

4.4 Effecten zichtlijnen kruisend verkeer

Schepen die elkaar naderen met kruisende koersen dienen tijdig vast te kunnen stellen of er gevaar voor aanvaring bestaat en dienen voldoende mogelijkheden c.q. ruimte te hebben om een mogelijke aanvaring te voorkomen. Daartoe dient men goed zicht op elkaar te hebben, zowel visueel als via de radar. Windturbineparken kunnen dit zicht belemmeren. Zowel visueel (windturbines blokkeren zicht op de navigatielichten van het schip) als op de radar (afscherming, valse echo's, windturbines geven o.a. dikke echo's op het scherm). Dit geldt zeer zeker waar zich vele windturbines tussen de beide schepen bevinden, en in mindere mate waar zich enkele windturbines tussen beide schepen bevinden. Echter,

op het punt dat zich nog maar enkele windturbines tussen beide schepen bevinden, kunnen de schepen elkaar al dicht genaderd zijn. De “Bepalingen ter voorkoming van aanvaring op zee” [Ref 8.] (artikel 8) eisen dat men tijdig en duidelijk actie onderneemt op basis van betrouwbare informatie.

In deze paragraaf wordt nagegaan in hoeverre het mogelijk is om tijdig actie te ondernemen op basis van betrouwbare informatie.

Om meer inzicht in de problematiek te verkrijgen is in het verleden een willekeurig windpark⁵ gebouwd (gemodelleerd) in het buitenbeeld van de full scale manoeuvreersimulator van het MARIN. In dit beeld zijn steeds twee kruisende schepen gemodelleerd. De navigator bestuurt het schip dat aan de westkant van het park van zuid naar noord vaart en een “collision avoidance manoeuvre” moet uitvoeren voor het andere schip dat aan de noordkant van het park van oost naar west vaart. De simulatorrun was zo samengesteld dat wanneer beide schepen niets zouden doen er een aanvaring zal plaatsvinden. Dit snijpunt van de kruisende koerslijnen wordt verder ‘kruispunt’ genoemd. De navigator heeft alle navigatiemiddelen (met uitzondering van AIS) ter beschikking. Het windpark en de verstoring van het windpark op achterliggende objecten, zijn gemodelleerd. De vraag was of de navigator in staat was om het andere kleine (om het probleem te vergroten), voor werkvaart representatieve, schip vroegtijdig te signaleren, de koers en snelheid van dit schip te bepalen en eventueel een manoeuvre in te zetten om de aanvaring te voorkomen.

Er is specifiek voor dit “worst-case” scenario gekozen omdat een schip in de ontmoetingssituatie, om een aanvaring te voorkomen, in eerste instantie naar stuurboord zal uitwijken. Hier doet zich dan een probleem voor omdat het windpark zich aan deze kant bevindt. Figuur 4-4 en Figuur 4-5 zijn twee opnames van wat men kan zien vanaf de brug van het eigen schip. Het eigen schip is het schip waarvoor in de simulator het buitenbeeld wordt geprojecteerd en dat bedienbaar is. In Figuur 4-4 is nog geen tweede schip te zien en in Figuur 4-5 is het tweede schip wel aanwezig (herkenbaar aan het rode stipje juist onder de horizon, links van de rij windturbines op 3/4 van de figuur). Het feit dat het tweede schip slecht te zien is, komt meer door de foto dan door de verstoring van de windturbines.

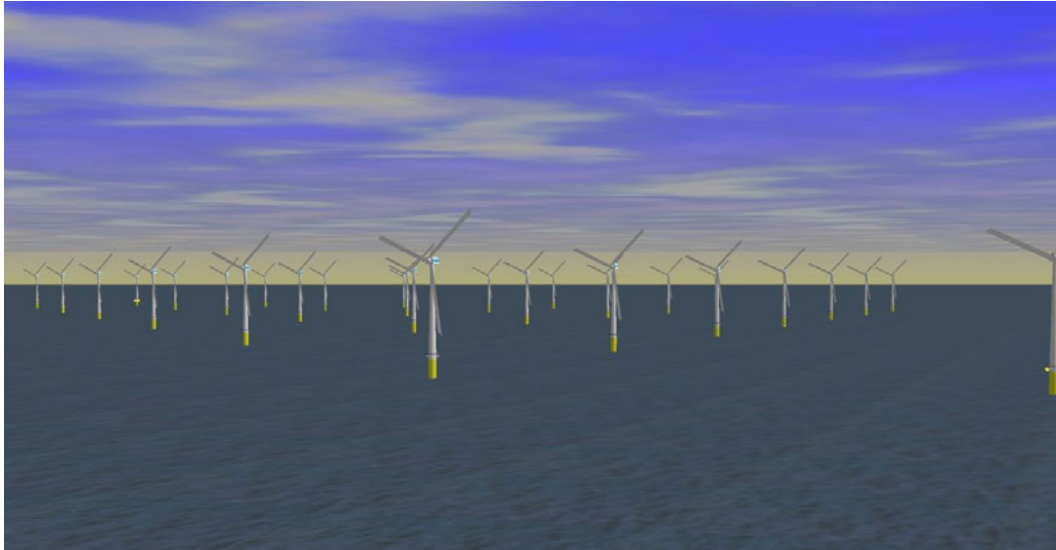
Voor dit scenario zijn de volgende parameters gevarieerd:

1. Dag en nacht;
2. Configuratie van het windpark;
3. Afstand tot het windpark.

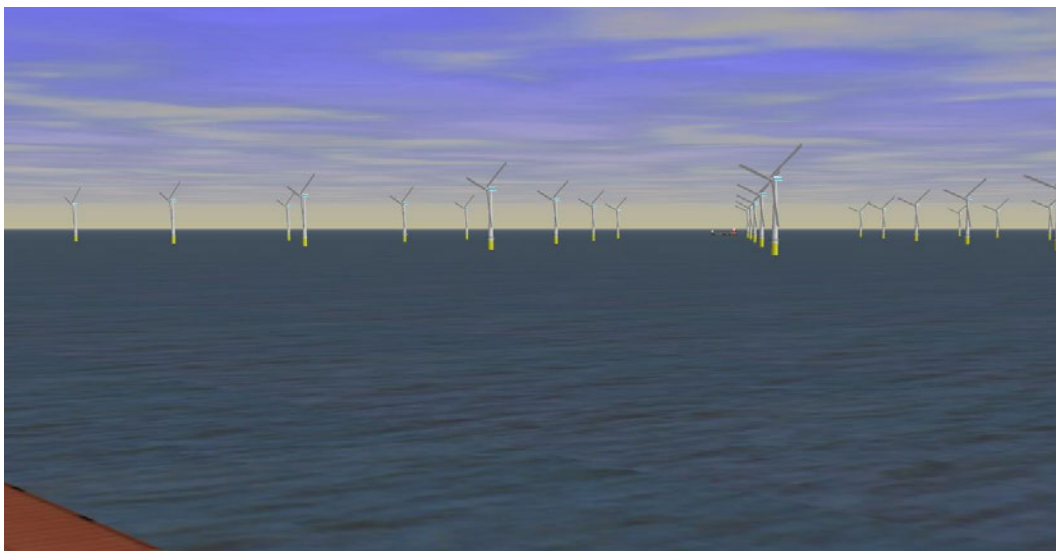
Op de simulator zijn drie windparken gemodelleerd:

1. een windpark met de windturbines op de hoekpunten van vierkanten;
2. een windpark met een versprongen opstelling;
3. een windpark zoals in de eerste optie, maar dan met een scherpe punt van 45°.

⁵ Het gaat hier om een willekeurig windpark en niet het specifieke windpark dat in deze studie wordt onderzocht.



Figuur 4-4 Windpark gezien vanaf het eigen schip



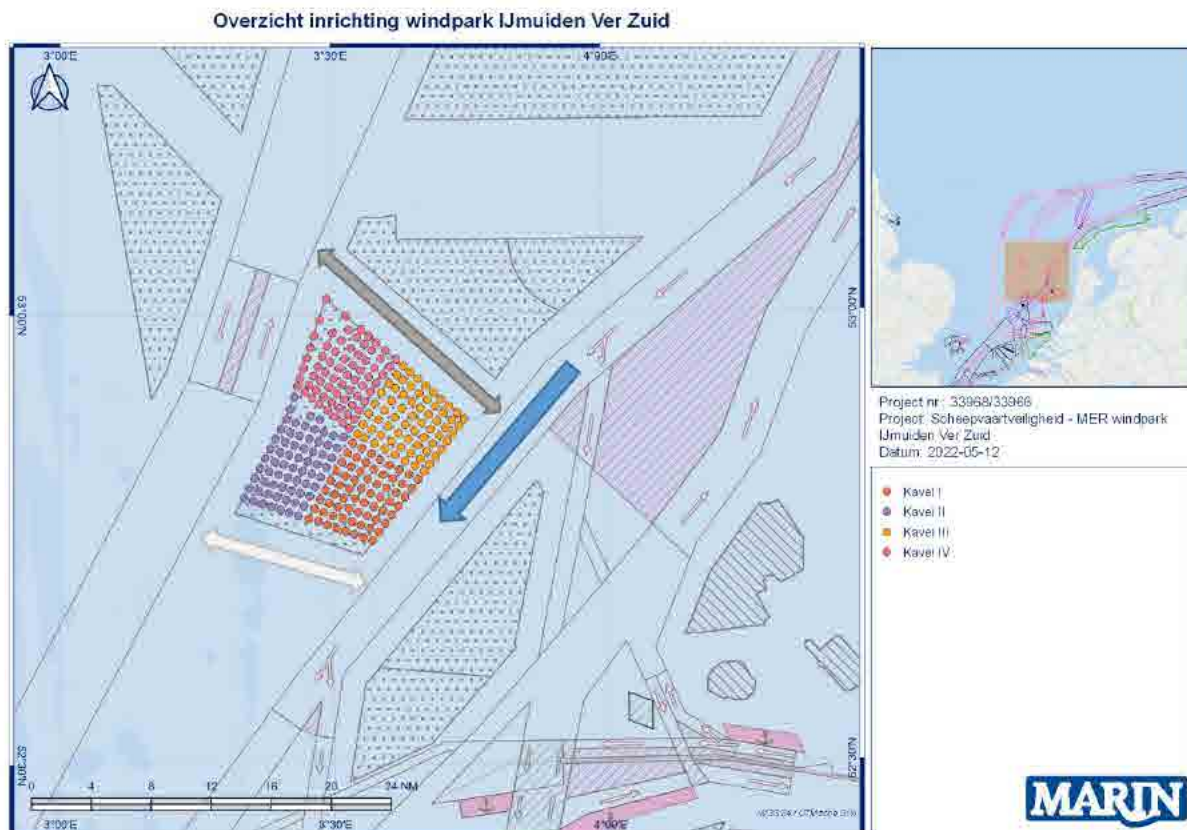
Figuur 4-5 Windpark gezien vanaf het schip met een klein schip in het buitenbeeld

De runs zijn uitgevoerd voor een passageafstand van 500 m en 1000 m voor beide schepen. In de vele runs die uitgevoerd zijn op de simulator kon het schip steeds tijdig gesignaleerd worden, zowel visueel als op de radar. Dit geeft echter geen garantie voor de praktijk, aangezien het moeilijk is alle omstandigheden waaronder radarverstoring en valse echo's optreden, exact te simuleren. In de praktijk kunnen er bovendien meer schepen varen die de uitwijkmanoeuvre kunnen bemoeilijken. Op de simulator is bovendien bekend dat er een schip achter het windpark vaart, waardoor men beter oplet en eerder reageert dan in de praktijk. Verder dient wel opgemerkt te worden dat, hoewel de wettige passeerafstand (maximaal) 500 m is, men in de praktijk op grotere afstand langs het windpark zal varen, juist om ervoor te zorgen dat men naar stuurboord kan uitwijken ("Preparedness" is een belangrijke eigenschap voor goed zeemanschap). Dit zal zeker worden gedaan door moeilijk manoeuvreerbare schepen. Bovendien komt de situatie zoals hier beschreven lang niet bij ieder windpark voor. Bij veel parken zorgt de normale scheepsafwikkeling, gegeven de herkomst en bestemming, vaak voor grotere afstanden tot het windpark dan de 500 en 1000 m die in de simulatorruns zijn gebruikt.

Met behulp van een simulatorstudie kunnen kwalitatieve uitspraken worden gedaan, maar is het onmogelijk om een bepaald risico te kwantificeren. In de simulatorstudie was de verstoring van het zicht en het radarbeeld niet zo groot dat dit direct tot onoverkomelijke problemen leidde, maar het is niet zeker of dit ook bij mist en neerslag het geval zou zijn.

Wanneer specifiek naar de situatie rond IJmuiden Ver – Kavel I gekeken wordt is zichtbaar dat, gelet op de verschillende verkeerroutes en verkeersstromen rond het park er weinig tot geen situaties zijn waarbij het Kavel I de zichtlijnen beïnvloedt. Aangenomen is dat er geen directe doorvaart door het windenergiegebied plaats mag vinden. Wel is er bestemmingsverkeer/werkvaart te verwachten. Dit betreft naar verwachting goed manoeuvreerbare schepen waarvoor de 2nm tot de VSS, en 500m tot overige niet-routegebonden verkeer, voldoende is qua zicht.

Wel kunnen er (niet-routegebonden) schepen aan de zuidkant van Kavel I passeren in oostelijke richting, deze zullen aan de zuidoostkant van het park de VSS kruisen. Hierbij zouden de turbines binnen Kavel I een belemmering van het directe zicht kunnen veroorzaken. Echter de afstand tussen de schepen in de VSS en de turbines is meer dan 2nm, hierdoor is er voldoende ruimte voor de (kleinere) schepen aan de zuidkant om uit te wijken in geval van een ontmoeting met een schip in de VSS. Voor de schepen in westwaartse richting is belemmering van het zicht door windturbines binnen Kavel I niet van toepassing.



Figuur 4-6 Verkeersstromen rond Kavel I

4.5 Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur

De afgelopen jaren zijn er verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de bouw van windparken op de Noordzee. In 2019 is een eerste onderzoek uitgevoerd: "cumulatieve effecten van de uitrol van Wind op Zee 2030 op de veiligheid van de scheepvaart" [Ref 11.]. Binnen dit onderzoek zijn met behulp van SAMSON verschillende berekeningen uitgevoerd [Ref 11.]. In 2021/2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Bij dit onderzoek zijn andere uitgangspunten

gebruikt onder andere m.b.t. het doorvaart beleid. Bij het opstellen dan deze rapportage (IJmuiden Ver) is het rapport voor het onderzoek naar de doorkijk 2040 nog niet definitief goedgekeurd.

Om de effecten voor de scheepvaart als gevolg van de wijziging in de routestructuur te bepalen is binnen deze studie voor IJmuiden Ver – Kavel I gebruik gemaakt van de resultaten en conclusies van deze beide onderzoeken. In APPENDIX 2 is de management samenvatting van het meest recentste onderzoek ([Ref 12.]) opgenomen. Op basis van beide onderzoeken kan geconcludeerd worden dat het cumulatieve effect van de verschillende windparken beperkt is op het aantal verwachte schip-schip aanvaringen. Wel is er een aanzienlijk effect op de kans op schip-turbine aanvaringen.

Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken plaatst zal vinden) is de totale verwachte aanvaar- en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 (1281 turbines) 0,56 per jaar (eens in de 1,8 jaar). Voor het scenario RK2030+ waarbij de versnelling is mee genomen loopt deze frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar).

Door de ligging van IJmuiden Ver (gehele gebied) ten opzichte van de bestaande vaarbanen (VSS) heeft de aanleg van het windpark niet tot nauwelijks invloed op de route structuur op de Noordzee.

De algemene conclusies voor de effecten voor de scheepvaart als gevolg van wijziging van de routestructuur door IJmuiden Ver – is dat dit effect klein is.

4.6 Het effect van het werkverkeer op het risico

Binnen deze studie is, net als bij de in 2019 uitgevoerde studie naar cumulatieve effecten [Ref 11.], rekening gehouden met extra werkverkeer door de bouw van de windparken, de effecten van dit extra verkeer zijn dus meegenomen in de kwantitatieve analyse uitgevoerd met SAMSON

In APPENDIX 3 zijn de uitgangspunten toegelicht ten aanzien van verkeersgroei waaronder de verwachte groei van werkvaart. Voor windpark IJmuiden Ver is uitgegaan van het moederschipscenario dat met een frequentie van 1x per week naar het windpark vaart en terug.

Een opmerking hierbij is dat de extra scheepsbewegingen die hierboven genoemd worden zijn het gemiddeld aantal verwachte scheepsbewegingen. Het aantal bewegingen zullen in de praktijk minder gelijkmatig verspreid zijn in de tijd, waardoor tijdelijke “pieken” in intensiteit in tijd en locatie plaats zullen vinden.

5 MAATREGELLEN

Om de effecten op de scheepvaartveiligheid te verkleinen zijn verschillende maatregelen denkbaar. Het bepalen van mogelijke maatregelen en het “vaststellen” van hun effectiviteit was ook onderdeel van de studie naar de cumulatieve effecten [Ref 11.]. Deze maatregelen en de effectiviteit zijn bepaald binnen verschillende expertsessies. Niet alle binnen [Ref 11.] voorgestelde maatregelen zijn opgenomen in dit hoofdstuk, dit omdat deze maatregelen met name effectief en relevant zijn wanneer naar het totaal plaatje van alle parken bij elkaar gekeken wordt. Voor “slechts” één park zijn sommige maatregelen wellicht minder relevant maar moeten worden gezien in het groter perspectief van het borgen van de scheepvaartveiligheid op de Noordzee. Een aantal relevante voorgestelde maatregelen is hieronder overgenomen.

5.1 Maatregelen voor de scheepvaartveiligheid

5.1.1 AIS-basestation en VHF-antenne

Sinds 1 januari 2005 zijn alle zeevaartschepen boven de 300 GT wettelijk verplicht om een AIS-transponder (Automatic Identification System), die de positie van het schip continu uitzendt, aan boord te hebben. In de buurt varende schepen kunnen deze signalen met hun eigen AIS ontvangen waarmee de positie, koers en snelheid van het andere schip bekend wordt. Als de AIS-dekking of capaciteit van infrastructuur niet voldoende is voor het scheepvaartaanbod, dan zullen de posities uit de AIS van schepen op de navigatiehulpmiddelen van alle gebruikers (zowel VTS/Kustwacht als varende schepen) niet correct zijn. In deze gevallen zal AIS haar updates prioriteren via haar eigen algoritmes. Hierdoor zullen sommige schepen niet meer worden weergegeven en zullen andere met een tijdsvertraging worden weergegeven; AIS kijkt dan af van de werkelijkheid en van de radar-posities. Om dit te voorkomen is de aanbevolen maatregel om het windpark uit te rusten met een AIS-basestation. Daarnaast is het aanbevolen om naast een dekkend AIS-beeld ook een dekkend radarbeeld te genereren, in ieder geval voor een zone van minimaal 2 nm om het windpark heen. Tenslotte is het aanbevolen om ook een VHF-antenne in het park geplaatst zodat Kustwacht met de scheepvaart kan communiceren.

5.1.2 Vessel Traffic Management (VTM) (bron [Ref 11.]

De experts verwachten dat een VTM in de zuidelijke Noordzee een geringe positieve invloed heeft en het aantal aanvaringen (iets) zal verminderen. VTM heeft een positieve bijdrage aan een veilige afwikkeling van het verkeer; het kan het verkeer waarschuwen voor onverwachte of afwijkende omstandigheden, dreigend gevaar en kan het coördinerend optreden in het geval van een calamiteit. Opgemerkt moet worden dat de verwachting is dat de VTM niet effectief is in het geval van een driftend schip anders dan het coördineren van assistentie en het informeren van andere schepen in het gebied. Bij het instellen van doorvaartbeperkingen in de windparken kan een VTM ook het middel zijn om naleving van de regels af te dwingen en het in- en uitvoegend verkeer in/van de VSS meer gecoördineerd te laten verlopen waardoor de kans op botsingen met doorvaarders en werkverkeer kan worden verlaagd.

Van groot belang is dat het VTM goed wordt ingericht. Dit betreft niet alleen de invulling op het Kustwachtcentrum, maar ook de sensoren waarvan gebruik gemaakt kan worden. VTM werkt alleen goed in combinatie met andere maatregelen (AIS- en VHF-gebruik en dekking in het gehele gebied). Uitbreiding van de dekking van VTM-sensoren (o.a. radar, AIS, VHF) is daarbij een randvoorwaarde. Om het effect van een VTM verder te vergroten is extra toezicht en handhaving genoemd om het effect op gedragsbeïnvloeding en alertheid te vergroten.

5.1.3 Aanvullende markering en identificatie windturbines in de windparken (bron [Ref 11.]

De experts zijn het er ook over eens dat goede verlichting, markering en identificatie van windturbines een preventieve werking heeft op aanvaringen met windturbines met name voor werkvaart, visserij en recreatievaart in de situatie met doorvaart. Dit kan bijvoorbeeld als randvoorwaarde in de vergunningen worden meegenomen.

5.2 Mitigerende maatregelen

5.2.1 ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel) (bron [Ref 11.]

Zoals uit de berekeningen volgt, vormt aandrijven een aanzienlijk deel van het risico. Een aandrijving, als gevolg van een storing in de voortstuwing wordt voorkomen wanneer het schip voor anker kan gaan of de storing op tijd verholpen wordt. Met deze processen is in de berekening rekening gehouden.

Een derde mogelijkheid waardoor de storing niet tot een aandrijving leidt is wanneer de drifter vroegtijdig wordt opgevangen door een sleepboot.

Een sleepboot van de Nederlandse overheid (ERTV, Emergency Rescue Towing Vessel) wordt naar een drifter gestuurd zodra er een melding binnenkomt bij de Kustwacht. Een dergelijke ERTV kan een aandrijving voorkomen wanneer het schip de drifter kan bereiken voordat een windturbine wordt geraakt.

Algemeen wordt ondersteund dat de inzet van een of meer ERTV's in het gebied effectief is bij de opvang van driftende schepen en een mitigerende werking heeft bij aanvaringen en aandrijvingen met andere schepen en of windturbines. Wel moet hierbij worden opgemerkt dat ERTV's weinig effect sorteren voor schepen die dicht bij windturbineparken een stuurfout maken dan wel kampen met technisch falen. Dan is de beschikbare responsetijd te kort. Wel zou een ERTV effectief kunnen zijn om te verhinderen dat een schip verder een windpark in drijft, en dus meer schade kan voorkomen. Om de effectiviteit van de maatregel te kunnen bepalen is nader onderzoek noodzakelijk. Het aanpassen van de afstand tussen windparken en de scheepvaartroutes (herschikking windparken) heeft ook effect op het aantal ERTV's dat nodig is en dus ook op de kosten voor ERTV's. Het gebruik van ERTV's is veruit de duurste mitigerende maatregel.

5.2.2 Extra SAR-capaciteit (bron [Ref 11.]

Dit heeft met name impact op de gevolgen van ongevallen voor bemanningen van schepen en werknemers in de windparken. Het is effectief voor alle schepen maar vanuit de expertgroep wordt er vooral gekeken naar recreatievaart, omdat die groep vaak het minst zelfredzaam is ten opzichte van de andere scheepvaart. De SAR-capaciteit dicht bij de kust is goed voorzien met de inzet van de KNMR en de SAR-helikopter van de Kustwacht. Incidenten verder op zee en vooral in windparken bij slechte omstandigheden wanneer de helikopter maar beperkt inzetbaar is, vragen mogelijk extra voorzieningen. De aanvaartijden vanaf het land worden dan beperkend. Dit is ook op te lossen door SAR-capaciteit te realiseren aan boord van ERTV's of aan boord van andere schepen zoals bijvoorbeeld een Kustwacht multipurpose vaartuig (MPV) in het gebied.

5.2.3 Oliebestrijding (bron [Ref 11.]

Het risico op olieverontreiniging (na incidenten) zal enigszins toenemen door toename van de kans op aanvaringen tussen schepen en turbines. Aanvullende capaciteit voor oliebestrijding kan worden gerealiseerd door de nieuwe ERTV en MPV uit te rusten met bestrijdingsmiddelen.

5.2.4 Fysieke beveiliging windparken

MARIN doet momenteel onderzoek in het open innovatieproject 'Vangrails op Zee' naar een barrière als een van de mogelijke mitigerende maatregelen voor het voorkomen van aandrijvingen met offshore windparken. Doel hierbij is om te onderzoeken of aandrijvingen tussen schepen en offshore energieparken voorkomen kunnen worden met een barrière tussen de vaarroute (of ankergebied) en een energiepark.

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

6.1 Conclusies

Voor Kavel I-IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekeningen uitgevoerd naar de aanvaaren aandrijffrequenties van de turbines. Als uitgangspunt voor de berekeningen is de verkeersdatabase gebruikt die is aangemaakt voor de meest recentste MARIN studie naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Omdat binnen dit onderzoek geen rekening is gehouden met verkeersgroei tot 2030 is deze verkeersdatabase aangepast met de geprognostiseerde groeicijfers zoals die ook gebruikt zijn in eerdere studies en MER-procedures.

Belangrijk uitgangspunt in deze verkeersdatabase is dat wordt uitgegaan van geen integrale doorvaart of doorvaart in passages in IJmuiden Ver. Alle passerend verkeer vaart dus langs het windpark. Alleen bestemmingsverkeer (werkvaart) zal in de toekomst binnen het park varen, maar deze schepen zijn niet mee genomen in de analyse.

Tabel 6-1 geeft de totale aanvaar- en aandrijffrequenties, Voor Kavel I is dit eens in de 47 jaar. De gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie ligt voor deze kavel iets lager dan de gemiddelde frequentie per turbine voor alle vier de kavels binnen IJmuiden Ver. De aandrijffrequentie is beduidend hoger dan de aanvaarfrequentie, waarbij de turbines langs de drukbevaren VSS aan de (zuid)oostzijde van het park zowel de hoogste aandrijf- als aanvaarfrequentie hebben. De kans op aandrijven wordt met name veroorzaakt door schepen in de categorieën GDC, container en RoRO.

Tabel 6-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor het windenergiegebied

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver totaal	270	0.0097	0.0155	0.0252	0.0587	0.0020	0.0608	0.0860	12
Kavel I	67	0.0022	0.0036	0.0057	0.0148	0.0005	0.0154	0.0211	47

6.2 Aanbevelingen

Wat betreft preventieve en mitigerende maatregelen zijn er geen nieuwe inzichten ten opzichte eerdere uitgevoerde windparkstudies. Details over deze maatregelen staan vermeld in hoofdstuk 5.

Huidige resultaten zijn op basis van het huidige beleid om geen integrale doorvaart toe te staan. Indien er in de toekomst wordt besloten om toch integrale doorvaart of medegebruik in Kavel III van IJmuiden Ver toe te staan, zal deze studie heroverwogen dan wel aangepast moeten worden.

REFERENTIES

- [Ref 1.] C. van der Tak, J.H. de Jong
Safety Management Assessment Ranking Tool (SMART)
8th International Symposium on Vessel Traffic Services 1996
- [Ref 2.] W.E. Walker, M. Pöyhönen, C. van der Tak, J.H. de Jong
POLSSS - Policy for Sea Shipping Safety, Executive Summary
RAND Europe and MARIN, December 1998
- [Ref 3.] C. van der Tak
Risico voor de scheepvaart bij aanwijzing windgebied "Hollandse Kust"
MARIN, 26455-2-MSCN-rev.4, 19 september 2013
- [Ref 4.] L. van Schaijk
Netwerkevaluatie Noordzee na invoering nieuwe stelsel
MARIN, 27918-1-MSCN-rev.2, 7 november 2014
- [Ref 5.] J. Barentse
Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie Jacobs
Comprimo Nederland, juli 2000
- [Ref 6.] Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Abschlussberichts der Unterarbeitsgruppe "Parameter für Risikoanalysen"
BSH 2005
- [Ref 7.] Y. Koldenhof, C. van der Tak
Risico vervoer (milieu)gevaarlijke stoffen op zee
MARIN, 19287.630/4, juli 2004
- [Ref 8.] Verdrag inzake de Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee
(COLREGs)
Londen, 1972
- [Ref 9.] L. van Schaijk
Actualisatie SAMSON – Niet-routegebonden verkeersdatabase
MARIN, 28556.602-1-MSCN-rev.0, 15 maart 2016
- [Ref 10.] M.I. Hermans, W.H. van Iperen
Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) –
Veiligheidsstudie voor kavel IV
MARIN, 28955-4-MSCN-rev.0, 17 februari 2017

- [Ref 11.] J.T.M. van Doorn, A.M. Duursma, Y. Koldenhof, J. Valstar
WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen.
MARIN, 31132-3-MSCN-rev.1.0, 13 mei 2019
- [Ref 12.] Y. Koldenhof
SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040
MARIN, 31797-1-MO-rev.1.0, augustus 2022
- [Ref 13.] H. Huisman, Y. Koldenhof
FSA Routing Baltic
MARIN, 32774-1-MO-rev,1,0, 29 oktober 2021
- [Ref 14.] J.H.A. van Rooij
Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea
HVR engineering, 081.R030.M006, 9 december 2020

APPENDICES

APPENDIX 1 RESULTATEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL I

Tabel A1-1 Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen per turbine voor alle verkeer voor Kavel I

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de ... jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
kavel1_wt1	1.2898E-06	5.0176E-05	2.0400E-04	8.0397E-06	2.6350E-04	3795
kavel1_wt2	1.1719E-06	4.7634E-06	2.0079E-04	6.6799E-06	2.1341E-04	4686
kavel1_wt3	1.1070E-06	1.0200E-06	1.9854E-04	5.9034E-06	2.0657E-04	4841
kavel1_wt4	9.6409E-07	2.7005E-07	1.9593E-04	5.5925E-06	2.0276E-04	4932
kavel1_wt5	7.1691E-07	9.9500E-08	1.9376E-04	5.2724E-06	1.9985E-04	5004
kavel1_wt6	4.5507E-07	6.0444E-08	1.9147E-04	5.0489E-06	1.9704E-04	5075
kavel1_wt7	3.6639E-07	5.0647E-08	1.9033E-04	4.9168E-06	1.9566E-04	5111
kavel1_wt8	6.0852E-07	4.2814E-08	1.8792E-04	4.7865E-06	1.9336E-04	5172
kavel1_wt9	7.5923E-07	3.4674E-08	1.8760E-04	4.6559E-06	1.9305E-04	5180
kavel1_wt10	7.8007E-06	3.2780E-06	2.1241E-04	7.7828E-06	2.3127E-04	4324
kavel1_wt11	6.5981E-06	1.2983E-06	2.1091E-04	7.2324E-06	2.2604E-04	4424
kavel1_wt12	5.5925E-06	7.2182E-07	2.1013E-04	6.6148E-06	2.2306E-04	4483
kavel1_wt13	5.0540E-06	1.2295E-06	2.1008E-04	6.4354E-06	2.2280E-04	4488
kavel1_wt14	4.8704E-06	2.3048E-06	2.0797E-04	6.1933E-06	2.2134E-04	4518
kavel1_wt15	5.4394E-06	2.3478E-06	2.0384E-04	6.0355E-06	2.1767E-04	4594
kavel1_wt16	4.7828E-06	1.4710E-06	2.0549E-04	5.9402E-06	2.1769E-04	4594
kavel1_wt17	3.4878E-06	5.5543E-07	2.0113E-04	6.0824E-06	2.1126E-04	4734
kavel1_wt18	1.6999E-05	2.6130E-06	2.1925E-04	8.0281E-06	2.4689E-04	4050
kavel1_wt19	1.4818E-05	1.8221E-06	2.2045E-04	7.5808E-06	2.4467E-04	4087
kavel1_wt20	1.2883E-05	2.7978E-06	2.2040E-04	7.4447E-06	2.4353E-04	4106
kavel1_wt21	1.1095E-05	8.2587E-06	2.1979E-04	7.3244E-06	2.4647E-04	4057
kavel1_wt22	9.9625E-06	2.8038E-05	2.1922E-04	7.3713E-06	2.6460E-04	3779
kavel1_wt23	9.6651E-06	2.4678E-05	2.1550E-04	7.1830E-06	2.5703E-04	3891
kavel1_wt24	1.0113E-05	4.7942E-06	2.1353E-04	7.0646E-06	2.3550E-04	4246
kavel1_wt25	9.7821E-06	2.2743E-06	2.1125E-04	6.8098E-06	2.3012E-04	4346
kavel1_wt26	3.6495E-05	5.4720E-06	2.3395E-04	8.9419E-06	2.8486E-04	3510
kavel1_wt27	3.3211E-05	5.9490E-06	2.3503E-04	8.9455E-06	2.8314E-04	3532
kavel1_wt28	3.0193E-05	1.9017E-05	2.3658E-04	8.9008E-06	2.9469E-04	3393
kavel1_wt29	2.7432E-05	8.1270E-05	2.3571E-04	9.0868E-06	3.5350E-04	2829
kavel1_wt30	2.4112E-05	1.5214E-04	2.3208E-04	9.8950E-06	4.1823E-04	2391
kavel1_wt31	2.1003E-05	9.6926E-05	2.2687E-04	9.5215E-06	3.5432E-04	2822
kavel1_wt32	1.9643E-05	1.9854E-05	2.2597E-04	8.5944E-06	2.7406E-04	3649
kavel1_wt33	2.0331E-05	2.2166E-05	2.2512E-04	8.7282E-06	2.7634E-04	3619
kavel1_wt34	8.1275E-05	1.5618E-05	2.5809E-04	1.0443E-05	3.6542E-04	2737
kavel1_wt35	7.6882E-05	3.7144E-05	2.6031E-04	1.0485E-05	3.8482E-04	2599
kavel1_wt36	6.9412E-05	1.2090E-04	2.5454E-04	1.0757E-05	4.5561E-04	2195
kavel1_wt37	6.6129E-05	2.0987E-04	2.5215E-04	1.2223E-05	5.4038E-04	1851
kavel1_wt38	6.2232E-05	2.6515E-04	2.4810E-04	1.2629E-05	5.8811E-04	1700
kavel1_wt39	5.5817E-05	2.0747E-04	2.4615E-04	1.2833E-05	5.2227E-04	1915
kavel1_wt40	5.0368E-05	8.5217E-05	2.4723E-04	1.1262E-05	3.9408E-04	2538
kavel1_wt41	4.6113E-05	1.3452E-04	2.4669E-04	1.1225E-05	4.3855E-04	2280
kavel1_wt42	1.9421E-04	7.4032E-05	2.9201E-04	1.2378E-05	5.7263E-04	1746
kavel1_wt43	1.8248E-04	1.6203E-04	2.8946E-04	1.2774E-05	6.4674E-04	1546
kavel1_wt44	1.6995E-04	2.5341E-04	2.8629E-04	1.4664E-05	7.2432E-04	1381
kavel1_wt45	1.6079E-04	2.8454E-04	2.8379E-04	1.4712E-05	7.4383E-04	1344
kavel1_wt46	1.5392E-04	2.9025E-04	2.8180E-04	1.5475E-05	7.4144E-04	1349
kavel1_wt47	1.4823E-04	2.9462E-04	2.8109E-04	1.5480E-05	7.3942E-04	1352
kavel1_wt48	1.4017E-04	2.4157E-04	2.7932E-04	1.4962E-05	6.7602E-04	1479
kavel1_wt49	1.2671E-04	2.6613E-04	2.7750E-04	1.4928E-05	6.8526E-04	1459
kavel1_wt50	3.6266E-06	1.0331E-05	2.0736E-04	7.9336E-06	2.2925E-04	4362
kavel1_wt51	3.1805E-06	2.2897E-06	2.0453E-04	7.1056E-06	2.1710E-04	4606
kavel1_wt52	2.9151E-06	5.6703E-07	2.0339E-04	6.2940E-06	2.1317E-04	4691
kavel1_wt53	2.8153E-06	3.4408E-07	2.0152E-04	5.9885E-06	2.1067E-04	4747
kavel1_wt54	2.7613E-06	3.2802E-07	2.0025E-04	5.7280E-06	2.0907E-04	4783
kavel1_wt55	2.7082E-06	4.0807E-07	1.9872E-04	5.4804E-06	2.0732E-04	4824
kavel1_wt56	2.1735E-06	3.4424E-07	1.9662E-04	5.5057E-06	2.0464E-04	4887
kavel1_wt57	1.3664E-06	2.1156E-07	1.9365E-04	5.2704E-06	2.0050E-04	4987
kavel1_wt58	1.1693E-06	1.5799E-07	1.9141E-04	5.1724E-06	1.9791E-04	5053

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de ... jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
kavel1_wt59	1.9000E-06	4.1991E-05	2.0494E-04	8.2397E-06	2.5707E-04	3890
kavel1_wt60	1.7084E-06	4.7647E-06	2.0045E-04	6.7820E-06	2.1371E-04	4679
kavel1_wt61	1.6845E-06	7.1114E-07	1.9983E-04	6.1342E-06	2.0836E-04	4799
kavel1_wt62	1.6432E-06	2.1736E-07	1.9677E-04	5.6525E-06	2.0428E-04	4895
kavel1_wt63	1.4850E-06	1.3094E-07	1.9588E-04	5.3831E-06	2.0288E-04	4929
kavel1_wt64	1.1287E-06	1.0660E-07	1.9305E-04	5.1454E-06	1.9943E-04	5014
kavel1_wt65	6.9626E-07	1.0464E-07	1.9251E-04	5.0526E-06	1.9837E-04	5041
kavel1_wt66	6.2355E-07	6.7576E-08	1.8878E-04	5.0126E-06	1.9448E-04	5142
kavel1_wt67	9.6305E-07	6.0045E-08	1.8741E-04	4.9410E-06	1.9338E-04	5171
Totaal per jaar	2.1780E-03	3.5534E-03	1.4845E-02	5.4868E-04	2.1125E-02	47
Dit is een in ... jaar	459	281	67	1823	47	

Tabel A1-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor alle verkeer voor Kavel I

Scheepstype	Rammen		Driften		Totaal	
	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar
R-schepen	0.00218	459	0.01484	67	0.01702	59
N-schepen	0.00355	281	0.00055	1823	0.00410	244
Totaal	0.00573	174	0.01539	65	0.02112	47

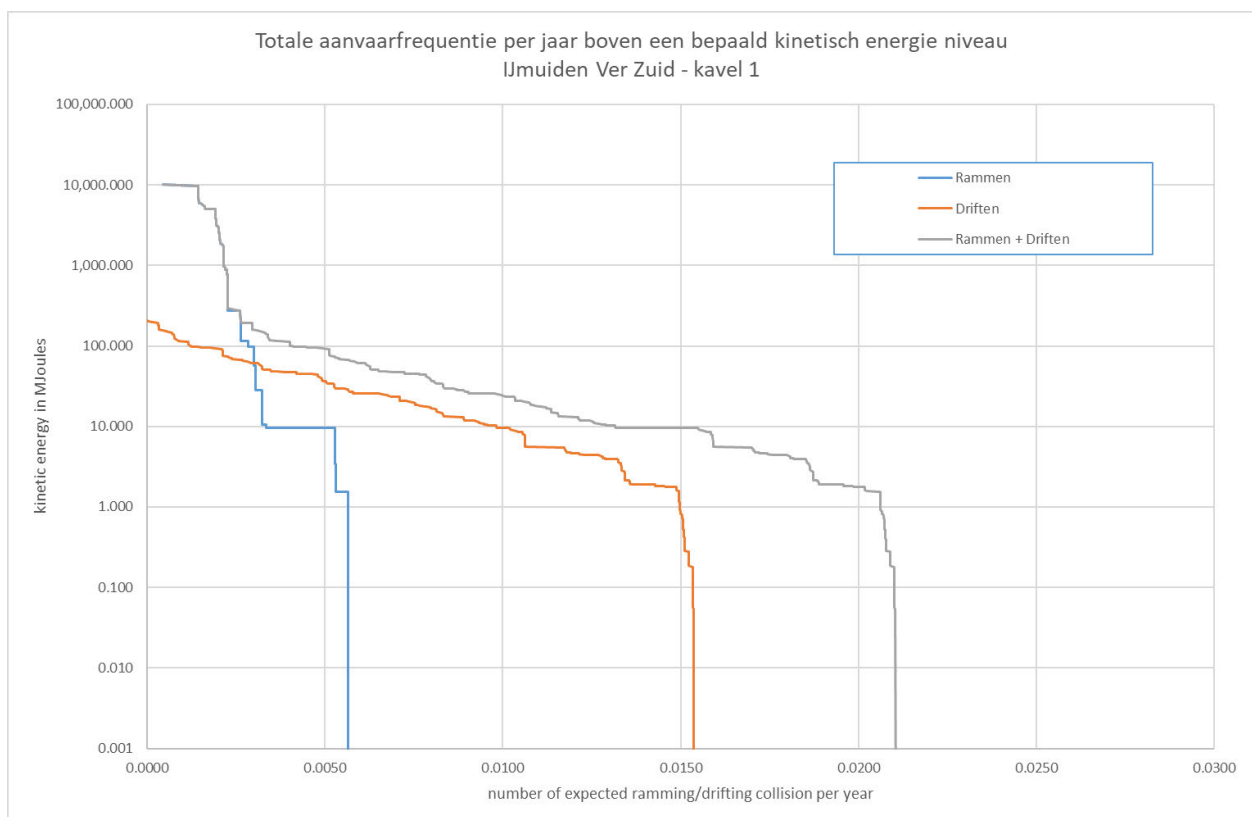
Tabel A1-3 Kans op een bepaalde schadesoort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos ¹	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	5.9890E-07	2.1659E-03	3.0261E-06	2.1695E-03
Chemicaliëntanker	1.5122E-07	2.1531E-03	4.7138E-06	2.1580E-03
Gastanker	1.1470E-06	7.6707E-04	0.0000E+00	7.6822E-04
Container+ RoRo	1.9116E-04	5.7156E-03	4.1281E-08	5.9068E-03
Ferry	5.0925E-06	4.8439E-04	2.5644E-06	4.9205E-04
Overige R-schepen	1.8679E-05	5.3557E-03	1.5368E-04	5.5281E-03
N-schepen	1.7077E-05	4.2136E-04	3.6637E-03	4.1021E-03
Totaal	2.3391E-04	1.7063E-02	3.8277E-03	2.1125E-02

¹ Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

Tabel A1-4 Schade aan het totale windpark

Schade aan turbine	Rammen				Driften		Totaal		Aantal per jaar	Eens in de ... jaar
	frontaal		Schampen		R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen						
Geen	0.00E+00	2.67E-04	2.09E-11	2.86E-03	1.64E-04	5.35E-04	1.64E-04	3.66E-03	3.83E-03	2.61E+02
Scheef	2.32E-12	5.08E-05	0.00E+00	8.63E-05	5.05E-03	1.28E-05	5.05E-03	1.50E-04	5.20E-03	1.92E+02
Omvalen	1.96E-04	3.41E-05	1.77E-03	2.36E-04	9.63E-03	1.21E-06	1.16E-02	2.71E-04	1.19E-02	8.43E+01
GosMos ¹	2.18E-05	3.26E-06	1.95E-04	1.38E-05	0.00E+00	0.00E+00	2.17E-04	1.71E-05	2.34E-04	4.28E+03
Totaal	2.18E-04	3.55E-04	1.96E-03	3.20E-03	1.48E-02	5.49E-04	1.70E-02	4.10E-03	2.11E-02	4.73E+01



Figuur A1-1 Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau voor alle verkeer

Tabel A1-5 *Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines*

Kinetische energie in MJ	Rammen			Driften			Totaal		
	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal
<1	0.0%	0.3%	0.3%	0.3%	1.8%	2.0%	0.3%	2.1%	2.4%
1-3	0.0%	1.7%	1.7%	7.3%	0.3%	7.7%	7.3%	2.1%	9.4%
3-5	0.0%	0.0%	0.0%	7.2%	0.3%	7.5%	7.2%	0.3%	7.6%
5-10	0.0%	9.2%	9.2%	9.0%	0.1%	9.2%	9.0%	9.4%	18.4%
10-15	0.0%	0.5%	0.5%	8.0%	0.0%	8.0%	8.0%	0.5%	8.5%
15-50	0.0%	0.9%	0.9%	22.1%	0.1%	22.1%	22.1%	1.0%	23.0%
50-100	0.0%	0.9%	0.9%	10.7%	0.0%	10.7%	10.7%	0.9%	11.6%
100-200	0.1%	1.0%	1.1%	5.5%	0.0%	5.5%	5.6%	1.0%	6.7%
>200	10.2%	2.1%	12.4%	0.1%	0.0%	0.1%	10.4%	2.1%	12.5%
Totaal	10.3%	16.8%	27.1%	70.3%	2.6%	72.9%	80.6%	19.4%	100.0%

Tabel A1-6 *Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijven van een windturbine waarbij de mast met gondel op het schip valt*

Scheepstype	Aanvaringstype Aantal per jaar		Samen eens in de ...jaar	Directe doden	
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar
Olietanker	6.0496E-08	5.3841E-07	1669722	1.5061	0.000001
Chemicaliëntanker	1.6747E-08	1.3448E-07	6612746	1.6270	0.000000
Gastanker	1.9284E-07	9.5412E-07	871869	0.8352	0.000001
Container + RoRo	1.9120E-05	1.7204E-04	5231	2.3993	0.000459
Ferry	5.0928E-07	4.5832E-06	196369	98.5232	0.000502
Overige R-schepen	1.8807E-06	1.6798E-05	53536	1.5249	0.000028
N-schepen	3.2568E-06	1.3820E-05	58560	0.3610	0.000006
Totaal	2.5037E-05	2.0887E-04	4275	4.2630	0.000997

APPENDIX 2 SAMENVATTING SAMSON-ANALYSE WIND OP ZEE [REF 12.]

Inleiding

In de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ) van de Noordzee worden tot 2030 een groot aantal windparken gebouwd. Dit heeft, zonder aanvullende maatregelen, een effect op de veiligheid van de scheepvaart op dit drukke deel van de Noordzee. Om deze effecten in kaart te brengen is onder andere door MARIN in 2018 en 2019 een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van bestaande en toekomstige windparken op de veiligheid van de scheepvaart ([Ref 1.]). Bij dit onderzoek zijn zowel kwantitatieve als kwalitatieve methoden gebruikt. Binnen dit onderzoek is ook onderzocht welke maatregelen genomen kunnen worden om het risico te verkleinen.

De ontwikkelingen rond de inrichting en de locaties van windparken hebben ervoor gezorgd dat er aanpassingen zijn gedaan aan de toen doorgerekende scenario's [Ref 1.]. Daarom heeft Rijkswaterstaat (RWS) aan MARIN gevraagd de effecten op de scheepvaartveiligheid van drie aanvullende ruimtelijke scenario's in kaart te brengen. Hierbij ligt de focus dit keer alleen op het bepalen van de kwantitatieve effecten op de scheepvaartveiligheid; het doorrekenen van de scenario's gebeurt met het scheepvaartveiligheidsrekenmodel SAMSON (Safety Assessment Model for Shipping Offshore and North Sea). Met behulp van SAMSON worden binnen dit onderzoek de frequenties bepaald voor schip-schip aanvaringen en die van aanvaringen en aandrijvingen van schepen met windturbine.

Doel

De onderzoeksvraag voor het project is: *Wat zijn de cumulatieve en lokale effecten van drie verschillende ruimtelijke gebiedsscenario's met windparken op de scheepvaartveiligheid?*

De effecten op de scheepvaartveiligheid binnen dit onderzoek worden bepaald met behulp van SAMSON en bevatten:

- Het aantal verwachte schip-schip aanvaringen in de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ);
- De aanvaar- en aandrijffrequentie voor de bestaande offshore platformen (olie en gas)
- De totale aanvaar- en aandrijffrequentie met windturbines binnen de verschillende gebiedsscenario's met windparken.

Naast het bestaande scenario routekaart 2030 en het versnellingscenario is binnen het onderzoek ook gekeken naar de verschillende indicatieve zoekgebieden uit het Programma Noordzee 2022-2027 richting 2040. Voor het complete beeld zijn ook de resultaten voor het basis scenario 2019 meegenomen.

Scenario's

Binnen het onderzoek zijn drie gebiedsscenario's beschouwd:

- **Scenario 1: Routekaart 2030 (RK2030)**

Voor gebiedsscenario 1: de bestaande RK2030 worden, naast de operationele windparken PAWP⁷, Luchterduinen, OWEZ⁸ en Borssele de volgende toekomstige windparken beschouwd:

- HKN (Hollandse Kust Noord)
- HKZ (Hollandse Kust Zuid)
- HKW noordelijk en zuidelijk deel (Hollandse Kust West)
- TNW (Ten Noorden van de Waddeneilanden)
- IJmuiden Ver (zuidelijk deel)

7

PAWP: Prinses Amalia WindPark

8

OWEZ: Offshore Windpark Egmond aan Zee

- **Scenario 2: Versnellingsopgave routekaart 2030+ (RK2030+)**

Voor gebiedsscenario 2, (RK2030+) wordt er aanvullend aan de gebieden gedefinieerd in scenario 1: RK2030, ook gekeken naar de aanvullend aangewezen windenergiegebieden in het Programma Noordzee 2022-2027 (PN 2022-2027):

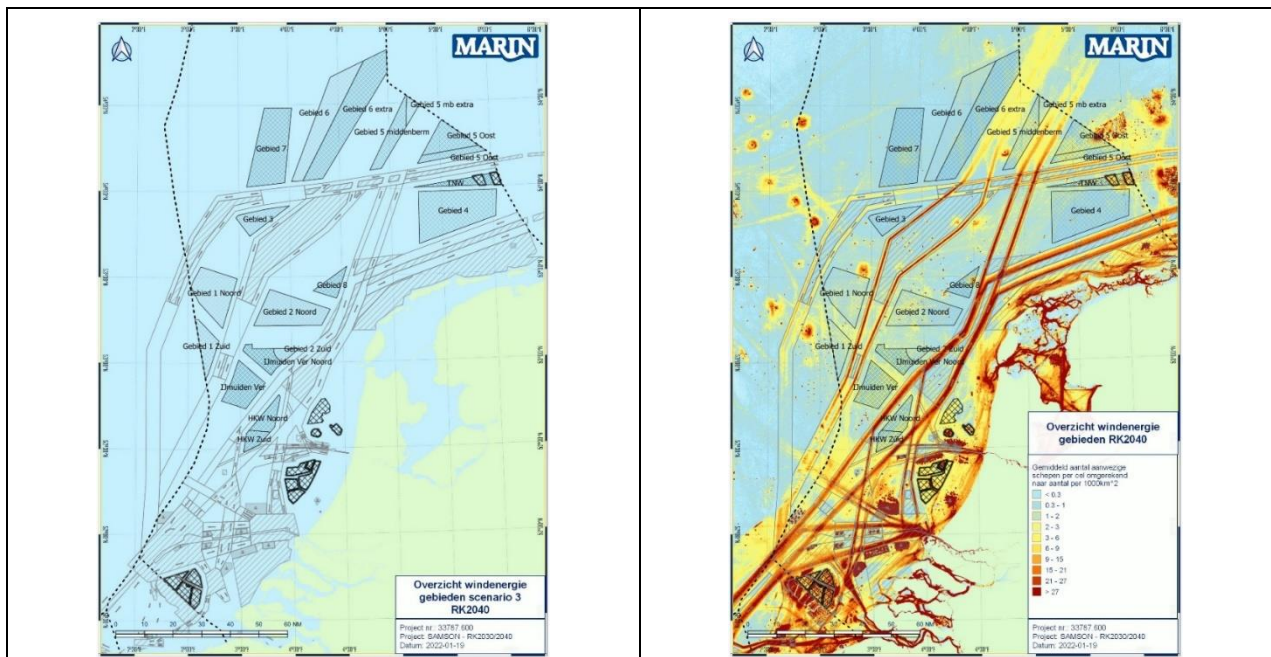
- IJmuiden Ver (noordelijke deel)
- Gebied 1: Nederwiek (noord en zuidelijk deel)
- Gebied 2: Lagelander (noord en zuidelijke deel)
- Gebied 5 Oost: Doordewind, waarbij twee opties beschouwd zijn:
 - o Optie 1: zuidgrens tot 2nm van de rand van de vaargeul
 - o Optie 2: zuidgrens tot 4nm van de rand van de vaargeul.

- **Scenario 3: Toekomstige routekaart 2040 (RK2040)**

Voor gebiedsscenario 3 (RK2040), wordt er naast de windenergiegebieden uit RK2030 en de windenergiegebieden uit het PN 2022-2027 (RK2030+), ook gekeken naar alle mogelijke zoekgebieden zoals deze indicatief zijn in het PN 2022-2027 (RK2040):

- Gebied 3
- Gebied 4
- Gebied 5 middenberm
- Gebied 6 (inclusief het extra gebied aan de westzijde van Gebied 6)
- Gebied 7
- Gebied 8

In Figuur S1 zijn de alle beschouwde gebieden binnen RK2040 weergegeven. In de rechterkaart is ook de scheepvaartverkeersdichtheid voor alle schepen weergegeven, bepaald op basis van AIS-data over 2020.



Figuur S-1 Overzichtskaat windenergiegebieden beschouwd binnen scenario 3 - RK 2040. Rechter kaart bevat naast het windenergiegebied ook de verkeersdichtheid in 2020.

Uitgangspunten

Voor het uitvoeren van de berekeningen zijn de volgende uitgangspunten gebruikt:

- Routegebonden verkeer: Basis is de AIS-data over 2019, per scenario zijn de routes zodanig aangepast zodat deze om de meegenomen windenergiegebieden lopen. De totale intensiteit is gelijk gebleven. Er is geen autonome groei meegenomen, hierdoor zijn de verschillende scenario's goed vergelijkbaar. Daarnaast laat de meest recente netwerkanalyse Noordzee (2018/2019) zien dat de intensiteit van de scheepvaart niet significant gestegen is vanaf de eerste "metingen" in 2011. Voor het doel van het onderzoek was het niet direct noodzakelijk deze autonome groei mee te nemen.
- Niet-routegebonden verkeer: Basis is de AIS-data over 2019, verdeeld over gridcellen met een grootte van 4x4km. Voor de verschillende gebiedsscenario's is het niet-routegebonden verkeer binnen de grenzen van de windparken verplaatst naar de randen rond het gebied. Hierbij is, in overleg met de opdrachtgever (RWS), geen rekening gehouden met de huidige routes door het gebied of eventuele passagestroken door de gebieden. Er is ook geen extra werkvaart toegevoegd. Het extra werkverkeer is niet meegenomen omdat er nog te veel onzekerheden zijn rond de ontwikkeling van deze groep schepen. Daarnaast zal de intensiteit van het werkverkeer fluctueren en afhankelijk zijn van de fase van de verschillende windparken en de eventuele extra medegebruik activiteiten.
- Omdat de definitieve inrichting van de meeste windenergiegebieden nog niet bekend is, is voor deze windenergiegebieden een inrichting aangenomen. Deze is gebaseerd op de volgende uitgangspunten:
 - o Totaalaantal MW per gebied is bepaald uitgaande van een dichtheid van 10MW per km²
 - o Er zal gebruik gemaakt worden van 15 MW-windturbines
 - o De windturbines staan evenredig verdeeld over het gebied, hierbij is geen rekening gehouden met eventuele pijpleidingen, kabels, platformen of andere bestaande of geplande objecten omdat de windenergiegebieden op het moment van deze studie nog niet verkaveld zijn.

Resultaten

In Tabel S1 zijn de resultaten van beide doorgerekende kans op incident-types weergegeven (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine aanvaringen) weergegeven.

- Voor het scenario RK2030, met in totaal 1281 windturbines in de verschillende windenergiegebieden, is het gemiddeld totaal aantal verwachte aanvaringen (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine) 7.15 per jaar (6,31 schip-schip, 0,28 schip-platform en 0,56 schip-windturbine).
- Voor het versnellingsscenario RK2030+, met 2925 windturbines, zal dit aantal aanvaringen oplopen naar 7,56 per jaar, waarvan 6,32 schip-schip, 0,28 schip-platform en 0,98 schip-windturbine. Met name veroorzaakt door een forse groei in het aantal schip-windturbine aanvaringen.
- Voor het indicatieve scenario RK2040 (6048 windturbines) zal het totaal aantal verwachte aanvaringen toenemen naar 8.06 per jaar, waarvan 6,33 schip-schip, 0,29 schip-platform en 1,44 schip-windturbine. Voor dit scenario (RK2040) zal het totaal aantal aanvaringen groeien met 20,6% t.o.v. het basis scenario 2019 voor alle incidenten samen incident typen samen.
- Voor alleen de frequentie schip-windturbine neemt het aantal verwachte incidenten toe van 0,1 per jaar in het basis scenario 2019 naar 0,56 per jaar voor het RK2030 scenario, dit is een toename van meer dan 460%. Binnen het scenario RK2040 neemt het aantal verwachte schip-turbine aanvaringen toe naar 1,44 per jaar, een groei van 1340% ten opzichte van het basis scenario 2019.

Tabel S-1 Totale verwachte incident frequenties voor de verschillende scenario's

Scenario	Verwachte aantal incidenten per jaar (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine aanvaringen)					TOTAAL
	Schip-schip	Schip-platform	Schip-windturbine			
			Rammen	Driften	Totaal	
Basis (2019)	6,304	0,280	0,049	0,051	0,100	6,684
RK 2030	6,308	0,281	0,234	0,328	0,562	7,151
RK 2030+	6,319	0,275	0,420	0,558	0,978	7,572
RK 2040	6,331	0,290	0,635	0,801	1,436	8,057
Absolute verschil						
RK2030 – Basis 2019	0,004	0,001	0,185	0,278	0,462	0,467
RK2030+ – Basis 2019	0,015	-0,005	0,371	0,507	0,878	0,888
RK2040 – Basis 2019	0,027	0,010	0,586	0,750	1,336	1,374
RK2040 - RK2030	0,023	0,009	0,401	0,473	0,874	0,906
Procentuele groei						
RK2030 t.o.v. basis 2019	0,1%	0,3%	377,3%	547,4%	463,8%	7,0%
RK2030+ t.o.v. basis 2019	0,2%	-1,8%	757,0%	999,9%	880,5%	13,3%
RK2040 t.o.v. basis 2019	0,4%	3,7%	1196,7%	1479,4%	1340,5%	20,6%
RK2040 t.o.v. RK2030	0,4%	3,3%	171,6%	144,0%	155,5%	12,7%

Schip-schip aanvaringen

De effecten van de verandering van de verkeersroutes en verschuivingen van verkeersintensiteiten bij de drie doorgerekende ruimtelijke scenario's met het SAMSON-model zijn klein omdat bij de keuze van de gebieden rekening is gehouden met het bestaande verkeersscheidingsstelsel. Voor alle scenario's geldt dat de te verwachte groei van het aantal schip-schip aanvaringen als gevolg van de aanpassingen in vaarroutes niet meer is dan 1% ten opzichte van het bestaande scenario RK2030. Binnen het onderzoek is geen groei in scheepvaartintensiteit meegenomen. De vergelijking wordt dus alleen gemaakt voor de aanpassing van de vaarroutes door de aanleg van de verschillende windparken.

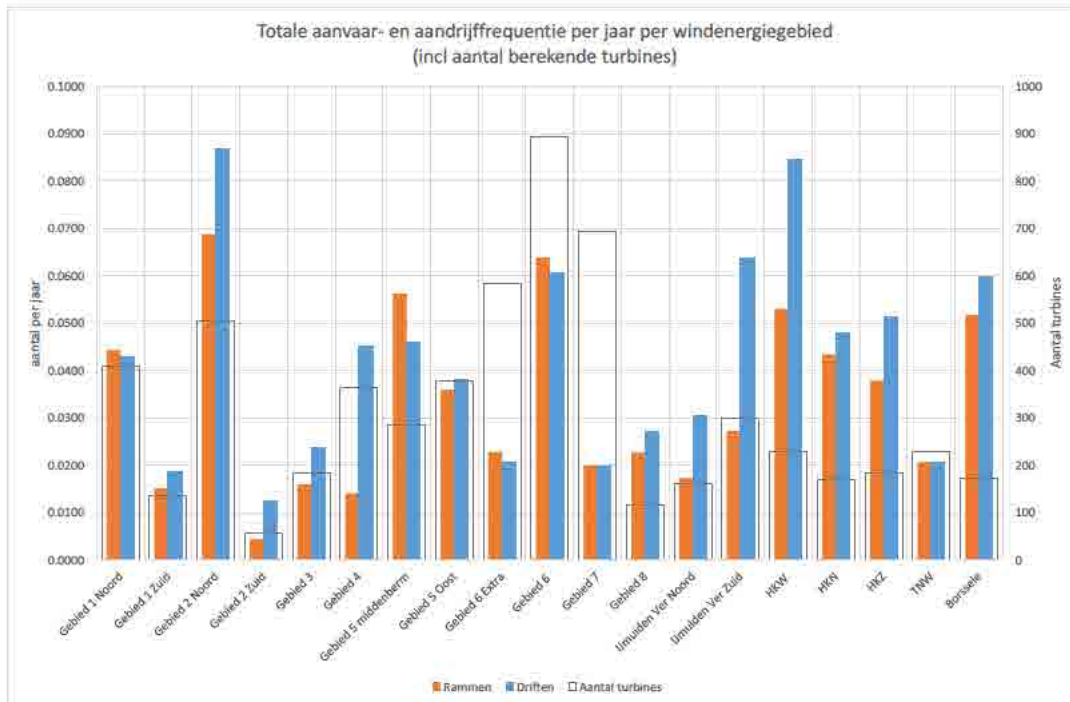
Het grootste effecten treden op aan de randen rond de verschillende windenergiegebieden, in de bufferzone en binnen de windenergiegebieden zelf. Het niet-routegebonden verkeer dat eerst in de windparken is waargenomen is verplaatst naar de bufferzone tussen het windenergiegebied en de vaarroutes. Dus het aantal verwachte schip-schip aanvaringen voor niet-routegebonden schepen onderling is verplaatst van binnen het toekomstige windenergiegebied naar de bufferzone net buiten het windenergiegebied. Daarbij komt dat in de bufferzone er meer interactie is met het routegebonden verkeer in de vaarroutes, dus de toename die zichtbaar is voor dit type aanvaring zal zich concentreren in de gebieden rond de windenergiegebieden.

Tenslotte zijn op een aantal locaties bestaande (kleinere) routes aangepast waardoor deze meer geconcentreerd zijn. In de situatie zonder windenergiegebieden lopen er een aantal oost-west georiënteerde routes tussen de VSS Vlieland aan de oostkant van de Nederlandse EEZ en het Verenigd Koninkrijk aan de westkant. Deze routes zullen meer samengevoegd worden aan de noordkant van IJmuiden Ver/gebied 2 en Gebied 1 of door de corridor tussen IJmuiden Ver, het kruisen van het tussenliggende VSS West Friesland en de corridor door Gebied 1.

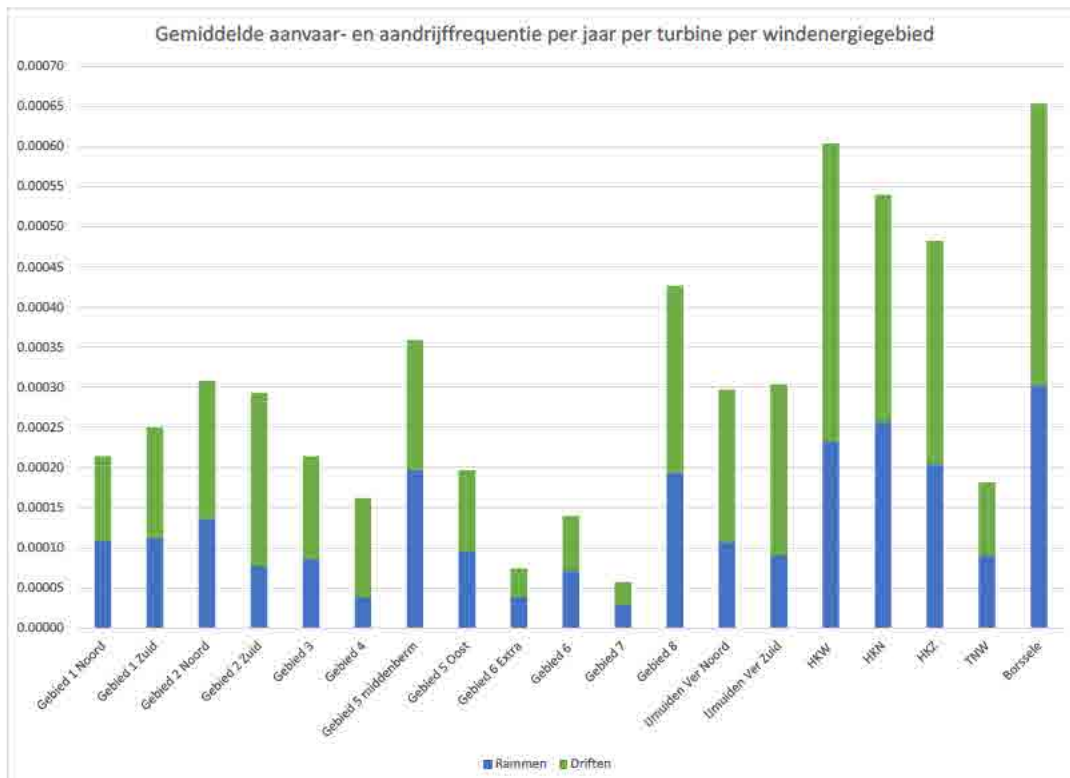
Ook zal de middenberm bij gebied 5 in het noorden ervoor zorgen dat er meer verkeer getrechterd wordt door een smaller gebied. Dit vergroot de kans op interactie. De effecten van de middenberm zijn in meer detail onderzocht in de FSA-Baltische route ([Ref 12.]).

Schip-windturbines

In totaal is het aantal verwachte aanvaringen/aandrijvingen met een windturbine in RK2030 0,562 per jaar (eens in de 1.8 jaar). Voor het scenario RK2030+ is dit 0,978 per jaar (eens per jaar) en voor RK2040 1.436 per jaar (eens in de 0.7 jaar, meer dan eens per jaar).



Figuur S-2 Totale aanvaar- en aandrijffrequenties per jaar per windenergiegebied (incl. aantal windturbines)

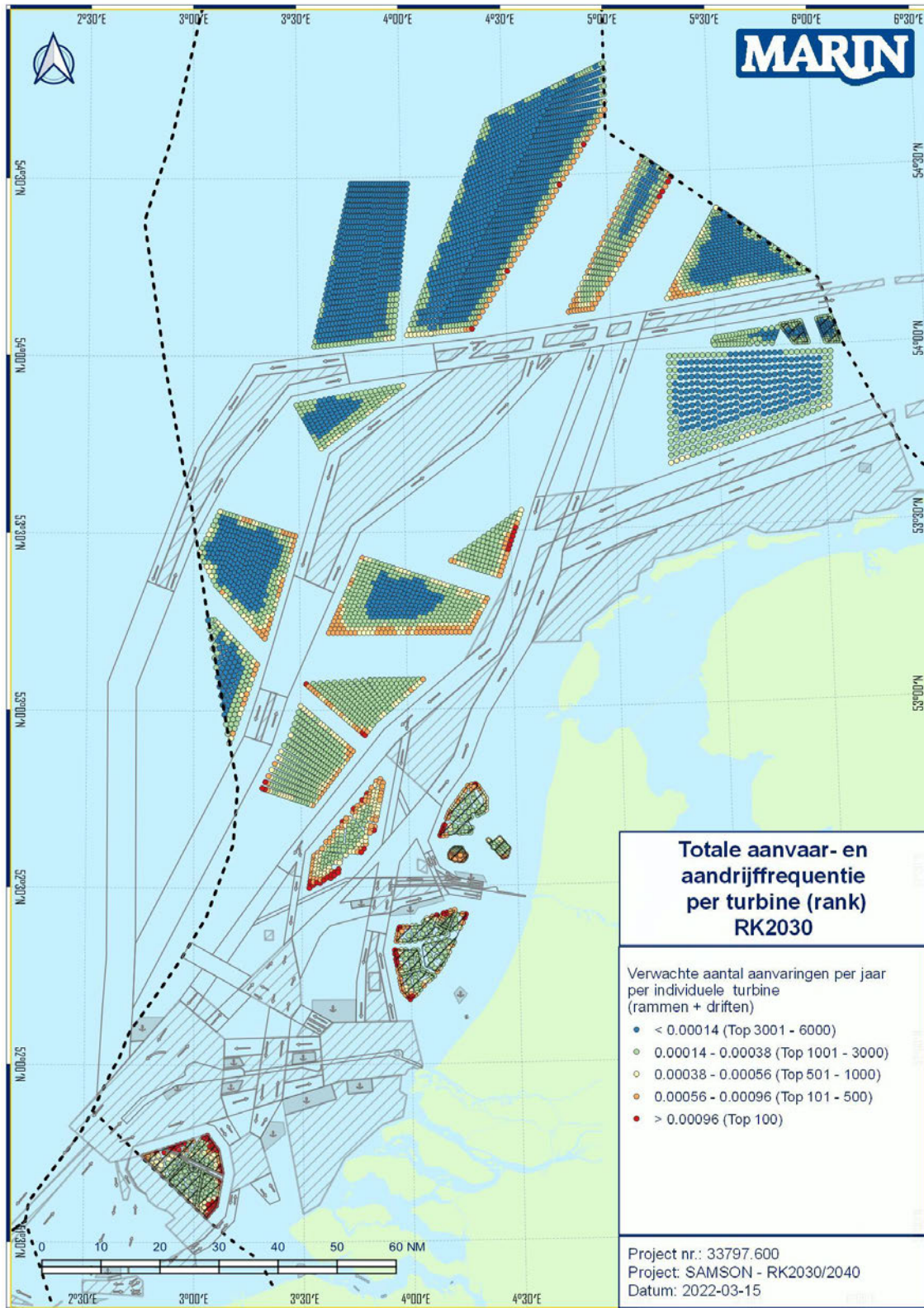


Figuur S-3 Gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per jaar per windturbine per windenergiegebied.

De totale aanvaar- en aandrijffrequentie is het hoogst voor de windenergiegebieden Gebied 2-Noord, Gebied 6, HKW en Borssele. Een deel van deze gebieden heeft ook het hoogste aantal windturbines. Daarom is in Figuur S3 ook de gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per windturbine per windenergiegebied weergegeven. Hieruit volgt dat de gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per windturbine voor de windparken HKW en Borssele het hoogst zijn, gevolgd door de windparken HKN, HKZ en Gebied 8.

Deze windparken liggen in het zuidelijke drukkere deel van de Nederlandse EEZ. In dit deel van de EEZ liggen de verschillende aanloopgebieden richting de Nederlandse Havens (Westerschelde, Rotterdam en IJmuiden/Amsterdam), de windparken in dit deel van de EEZ zijn dan ook veelal omringd door verschillende drukke verkeersroutes. De windparken in het noorden van de Nederlandse EEZ liggen verder van de drukke verkeersroutes af (m.u.v. Gebied 5-MB). Daarnaast is de verkeersintensiteit van het niet-routegebonden verkeer dicht bij de kust en in de aanloopgebieden hoger dan in de noordelijke gebieden.

Op basis van deze totaaltabellen zijn de locaties van deze windturbines met de hoogste individuele aanvaar- en aandrijffrequentie grafisch weergegeven Figuur S4. In de figuur zijn in de legenda de grenzen zo gekozen dat de top 100 windturbines rood zijn weergegeven, de top 101-500 oranje, de top 501 – 1000 geel, de top 1001-3000 groen en de overige windturbines blauw. Hierdoor is inzichtelijk welke windturbines de grootste individuele aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. De windturbines met de hoogste individuele totale aanvaar- en aandrijffrequentie staan langs de randen van de windparken grenzend aan de doorgaande verkeerroutes. Wanneer alleen gekeken wordt naar de aanvaarfrequenties (rammen) is dit effect duidelijk zichtbaar, en laten de windturbines aan de randen van de noordelijke windparken (gebied 5 en 6) hoge individuele aanvaarfrequenties zien. Wanneer echter alleen naar de aandrijffrequenties gekeken wordt zijn het met name de individuele windturbines in de zuidelijk Noordzee die een hogere frequentie laten zien. Met name Borssele en HKW.



Figuur S-4 Totale verwachte individuele aanvaar- en aandrijffrequentie (rammen + driften), rood top 100 windturbines.

Aanbevelingen

Monitoring scheepvaartverkeer en trend analyses

Voor het goed kwantitatief modelleren van de effecten van de offshore windparken op de scheepvaartveiligheid is het belangrijk een goed beeld te hebben van zowel de huidige scheepvaart en als de verwachte veranderingen. Met name de verwachte veranderingen voor het niet-route gebonden verkeer (werkvaart) zijn nu nog erg onzeker; hierdoor zijn effecten van de verwachte toename van deze groep schepen in deze studie nog niet mee genomen. Dit leidt tot een onderschatting van het risico. Het is dan ook belangrijk dat de ontwikkeling van de scheepvaart de komende jaren op de Noordzee goed gemonitord wordt en dat deze data geanalyseerd wordt.

Beperkte ruimte voor manoeuvreren

Door de aanwezigheid van de windparken worden schepen beperkter in de ruimte die beschikbaar is voor "goed zeemanschap", zoals bijvoorbeeld uitwijken, maar ook het kiezen van de juiste veilige koers in slecht weer. Deze effecten kunnen momenteel nog niet in de huidige versie van SAMSON gekwantificeerd worden, maar binnen verschillende expertsessies wordt dit wel als een risico aangegeven. Het is dus belangrijk dat er onderzoek gedaan wordt naar op welke plekken schepen meer ruimte nodig hebben bij uitdagende weersomstandigheden.

Gevolgen van aanvaringen met windturbines

De huidige studie beperkt zich tot het bepalen van de verwachte aanvaarfrequenties. Voor een volledige risicoanalyse is het ook belangrijk de gevolgen van de incidenten mee te nemen. Met name de gevolgen van een aanvaring of aandrijving met een windturbine. Het is belangrijk dat hier aanvullend onderzoek naar gedaan wordt en dat deze resultaten gekoppeld worden aan de resultaten van SAMSON, zoals ze in dit rapport gepresenteerd zijn. Hierbij is het van belang dat er niet alleen gekeken wordt naar de gevolgen voor de windturbine, maar zeker ook naar de schade die het schip op loopt.

Ontwikkeling SAMSON

Voor het kwantitatief vaststellen van de effecten van windparken, trends in scheepvaart of andere ontwikkelingen op de Noordzee is het model SAMSON ontwikkeld door MARIN in samenwerking met RWS. Om op de veranderingen in te kunnen spelen en daarmee goed toekomstbestendig te zijn is het belangrijk dat het SAMSON model up-to-date blijft, door het onderhouden van basis gegevens die binnen het model gebruikt worden, maar ook door het toevoegen van nieuwe ontwikkelingen (programmadelen).

APPENDIX 3 MEMO UITGANGSPUNTEN GROEISCENARIO TOT 2030

Aan : **Kees Storm, Begeleidingsgroep cumulatieve effecten WOZ**
 Van : **Max Duursma, Yvonne Koldenhof**
 CC : **Joris Brouwers, Sjaco Pas**
 Datum : **21-06-2018**
 Project nr. : **31132**
 Onderwerp : **Uitgangspunten groeiscenario tot 2030, onderzoek cumulatieve effecten routekaart windenergie op zee 2023 en routekaart 2030 op scheepvaart**

Hieronder staan de uitgangspunten voor het groeiscenario tot 2030, onderzoek cumulatieve effecten routekaart windenergie op zee 2023 en routekaart 2030 op scheepvaart.

1. UPT Erasmus scenario voor autonome groei

De scenario's worden onderscheiden op basis van twee 'key uncertainties', namelijk de ontwikkeling van de volumes in de Noordzee en de ontwikkeling van het maritieme netwerk. Op basis van deze vier scenario's is een autonoom ontwikkelingsscenario opgesteld voor de ontwikkeling richting 2030, zichtbaar in onderstaande Tabel 2.

Tabel 2 Overzicht autonoom ontwikkelscenario 2030.

Groeifactoren per jaar		Scheepsgrootte (GT)		
		Klein	Middel	Groot
		<100-1.599	1.600-29.999	30.000-999.999
Verandering grootte		1,000	1,020	1,025
Verandering aantal	Bestemming Rotterdam	1,000	1,020	1,000
	Doorvaart	1,000	1,010	1,010
Niet route-gebonden	Aanlegverkeer	1,000	1,020	1,000
	Onderhoudsverkeer	1,015	1,005	1,000
	Aantal visserij schepen	0,990	1,000	1,000

2. Visserij

Voor de visserij schepen nemen we groeifactor 1,000. Wat betreft het aantal visserij schepen stelt het Erasmus rapport dat het aantal visserij schepen afneemt (factor 0,990 <100-1.599 GT). In de analyse van de heer Sjaco Pas van de Kustwacht, wordt een kleine toename verwacht met een verschuiving van een aantal schepen naar buiten de wind gebieden, dus in eerste instantie wat meer vissersvaartuigen op een kleinere ruimte. Voor autonome groei houden we de groei factor op 1,000

3. Inrichting windparken

In Tabel 3 is een overzicht gegeven van de inrichting van de bestaande en geplande windparken. Voor de berekeningen wordt uitgegaan van monopiles van het aangegeven vermogen. Voor de windparken uit de routekaart 2023 (Borssele, HK(noord) en HK(zuid)) wordt gebruikt gemaakt van het grid (de inrichting) zoals deze binnen de MER aangenomen is. Voor de windparken routekaart 2030 worden de

turbines middels grid evenredig verspreid over het windpark. Tenslotte zal voor de parken HK(west) en IJmuiden Ver in de inrichting van het park rekening gehouden worden met een corridor voor de scheepvaart van en naar de UK.

Tabel 3 Overzicht verwachte vermogen en aantal turbines voor de bestaande en geplande parken (uitgangspunten voor de berekeningen)

Oppervlakte en vermogen wind op zee							
Versie 7 mei 2018							
Gebied	Bruto oppervlak (km ²) excl. veiligheidszone	Vermogen (MW)	Vermogen (MW) gepland	aantal turbines	vermogen per turbine	dichtheid (berekend)	Bouwjaar (gepland)
<i>Bestaande windparken</i>							
OWEZ	27	108		36	3	1.33	2008
Amalia	22	120		60	2	2.73	2008
Luchterduinen	16	129		43	3	2.69	2015
Gemini	68	600		150	4	2.21	2017
Totaal bestaande windparken	133	957					
<i>Routekaart 2023</i>							
Borssele I en II		752	700	94	8		2019
Borssele III en IV	344	731.5	700	77	9.5	0.50	2020
Borssele V		19		2	9.5		2020
HK (zuid) I en II	356	752	700	94	8	0.53	2021
HK (zuid) III en IV		752	700	94	8		2022
HK (noord)	125	760	700	76	10	0.61	2023
Totaal routekaart 2023	799	3766.5	3500				
<i>Routekaart 2030</i>							
HK (west)	349	1500	1400	125	12	0.36	2024-2025
TrvdW	140	756	700	63	12	0.45	2026
IJmuiden Ver	803	4290	4000	286	15	0.36	2027-2030
n.t.b.		900	900				
Totaal routekaart 2030	1292	7446	7000				

4. Overige activiteiten op zee

Uitgangspunt is dat alle bestaande olie en gas platformen die in 2014 op het NCP stonden zullen worden gehandhaafd voor de situatie 2030.⁹

Ook wordt aangenomen dat er eventueel andere activiteiten kunnen gaan plaatsvinden (bijv. zeewierweek o.i.d.). Het is nu echter nog te onzeker waar dit zal gaan plaatsvinden. Een goede aanname is dat dit wellicht in de windparkgebieden zal plaatsvinden, wat een extra stroom werkvaart zou kunnen veroorzaken (zie werkvaart). Binnen de berekening zal, naast de werkvaart, geen extra rekening gehouden worden met andere activiteiten op de Noordzee, anders dan de platformen.

5. Werkvaart

Door de aanleg van de windparken zullen twee typen werkvaart ontstaan:

- Werkvaart tijdens de aanleg van de parken
Uit het overzicht in Tabel 3 volgt dat alleen IJmuiden Ver nog in aanbouw zal zijn in 2030. Er zal dus in de berekening alleen rekening worden gehouden met een extra verkeersstroom van grotere aanleg schepen tussen IJmuiden en IJmuiden Ver.
- Onderhoudsschepen
Afhankelijk van de afstand tot de kust zullen verschillende aannames worden gedaan m.b.t. de onderhoudsschepen:
 - Afstand < 30NM tot de kust

Op basis van de resultaten van Netwerkevaluatie 2015-2016 en/of resultaten studie monitoring windparken over 2017 bepalen we het aantal vaarbewegingen naar de bestaande parken van onderhoudsschepen inclusief de verdeling over de grootte. Het aantal schepen zal afhangen van de grootte van het park (aantal turbines). Uiteindelijk

⁹ In de toekomst zou het kunnen dat de functie van een offshore platform verandert, bijvoorbeeld CO2 opslag, maar dit heeft geen effect op de kwantitatieve risico analyse.

zullen we een aanname moeten doen naar het verwachte aantal gemiddelde vaarbewegingen per turbine. Dit zal de basis worden voor het vaststellen van het aantal vaarbewegingen van onderhoudsschepen naar de verschillende gebieden.

- o Afstand > 30 NM tot de kust

Voor deze parken wordt rekening gehouden met een moederschap scenario. De aanname is dat er een groter werkschip zal varen tussen de kust en het park (*frequentie 1 keer per week*). Dit schip zal gedurende de week min of meer op een vaste plek liggen, vervolgens zullen er kleinere schepen de mensen van en naar de individuele turbines brengen. Dit zijn scheepsbewegingen die alleen binnen het park zullen plaats vinden.

Voor de verschillende gebieden zullen de onderhoudsschepen vanuit verschillende locaties uitvaren. In Tabel 4 zijn de aannames weergegeven zoals deze in de berekeningen gebruik zullen gaan worden.

Tabel 4 Overzicht windenergiegebieden en onderhoudsschepen

Windenergiegebied	Onderhoudsschepen vertrekken vanuit:
Hollandse Kust (noord)	IJmuiden
Hollandse Kust (zuid)	Rotterdam
Hollandse Kust (west)	IJmuiden
IJmuiden ver	IJmuiden
Borssele	Vlissingen
Ten noorden van de Wadden	Delfzijl/Eemshaven

Werkvaart naar bestaande platformen

Naast de werkvaart van en naar de windparken is er ook de reeds bestaande werkvaart op de Noordzee. De aanname in de berekening is dat deze gelijk blijft in 2030 aan de situatie zoals we die in 2015/2016 waarnemen vanuit de AIS. De aanname is dus dat zowel de frequentie als het type schepen die de bestaande platformen bezoeken, gelijk blijft.

Werkvaart naar eventuele nieuwe activiteiten

Het is nog onduidelijk en onzeker of er wellicht andere activiteiten (zeewierweek o.i.d.) op de Noordzee zullen gaan plaatsvinden. Het is dus ook lastig vast te stellen hoeveel extra werkvaart dit gaat opleveren, en van welk type, en waarheen deze schepen dan zullen varen. Vanuit RWS is aangegeven dat men het aannemelijk acht dat voor de windparken Borssele, HKN en HKZ wel mede gebruik verwacht wordt. Voor de overige parken niet. Het voorstel is om de extra werkvaart voor deze extra activiteit binnen deze windparken mee te nemen, en hiervoor een factor aan te nemen op het aantal onderhoudsschepen. Omdat het lastig is deze factor in te schatten, is het voorstel een aanname te doen van 3 extra onderhoudsschepen per week per windpark gebied, voor de eventuele extra activiteiten in het park. (Extra bewegingen tussen Vlissingen en Borssele en tussen HKZ en Rotterdam en tussen HKN en IJmuiden)

6. Ankergebieden

Met betrekking tot de ankergebieden binnen het studiegebied wordt aangenomen dat zowel de locatie als de bezetting van de gebieden niet wijzigt in 2030 t.o.v. de situatie in 2015/2016.

MARIN
P.O. Box 28

6700 AA Wageningen
The Netherlands

T +31 317 49 39 11
E info@marin.nl

I www.marin.nl
   

Bijlage 8
Soortenbeschermingstoets



BIJLAGE VII SOORTENBESCHERMINGSTOETS WET NATUURBESCHERMING KAVELS I EN II IN WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER

1 Inleiding

In de Wet windenergie op zee (hierna: Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het Klimaatakkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot de Wet Natuurbescherming (Wnb) geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit.

De toetsing van de Wet natuurbescherming is geïntegreerd in de Wwoz. Zo moet normaliter bij overtredingen van de verbodsbepalingen uit de Wnb ontheffing of vergunning worden aangevraagd. In de Wwoz wordt hiervan afgeweken en vormen deze ontheffingen een integraal onderdeel van het kavelbesluit in de vorm van 'Vrijstellingen'.

Met deze soortentoets wordt beoordeeld of de werkzaamheden met betrekking tot de aanleg, exploitatie en verwijdering van windpark IJmuiden Ver kavel I en kavel II leiden tot een overtreding van een verbodsbepaling van de Wnb en of de gunstige staat van instandhouding (GSI) van een soort in het geding is.

In deze bijlage wordt ingegaan op vogels in hoofdstuk 2, vleermuizen in hoofdstuk 3, zeezoogdieren in hoofdstuk 4, benthos in hoofdstuk 5 en vissen in hoofdstuk 6. Deze bijlage sluit af met hoofdstuk 7 waarin cumulatie van effecten in relatie tot de Wnb centraal staat.

2 Vogels

2.1 Inleiding

In kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver worden jaarlijks naar schatting respectievelijk 1.235 en 1.226 vogels slachtoffer van een aanvaring met een windturbine, uitgaande van een worst case-alternatief van 67 * 15 MW turbines per kavel met een rotordiameter van 236 m. Als gevolg van habitatverlies worden in kavels I en II respectievelijk 34 en 32 slachtoffers verwacht (zie Tabel 2.1 en het MER). Het grootste aantal aanvaringslachtoffers betreft vooral vogels op seizoenstrek, terwijl habitatverlies uitsluitend zeevogels treft die in (de omgeving van) de windparken kunnen foerageren of rusten.

De aantallen aanvaringslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de vogeldichtheden zoals bepaald tijdens de ESAS-scheepstellingen, MWTL-vliegtuigtellingen en vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn et al. 2012, 2015a). Details van deze tellingen worden nader toegelicht in § 5.1.1 van het Ecologische Achtergronddocument vogels, vleermuizen, vissen en benthos van het (bijlage 4 van het MER). Specifiek voor de jan-van-gent zijn aanvullende dichtheidskaarten gehanteerd (zie bijlage 5 van het MER).

De dichtheden zijn gebruikt in modelberekeningen waaruit een gemodelleerd aantal slachtoffers per soort volgt. Uit deze berekeningen blijkt tevens dat voor sommige soorten geen aanvaringslachtoffers worden berekend die kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver wel als regulier overwinteringsgebied gebruiken (zoals noordse stormvogel en grote jager). De vlieghoogtes van deze soorten ten opzichte van de geplande windturbinegroottes zijn namelijk zo laag dat geen slachtoffers zijn te verwachten.

Daarnaast is een inschatting gemaakt van de aantallen slachtoffers van soorten die door het gebied heen trekken, maar waarvoor tellingen in het gebied geen realistische inschatting van dichtheden opleveren. Deze soorten zijn samengenomen in soortgroepen en voor deze groepen is gebruikt gemaakt van een totale flux (op basis van radaronderzoek op platform K14) en het procentuele voorkomen van deze soortgroepen binnen die algehele flux (op basis van visuele waarnemingen in K14). Op deze manier is een inschatting per soortgroep gemaakt hoeveel slachtoffers er per soortgroep vallen. Dit blijft een grove schatting van aantallen slachtoffers, maar momenteel de enige mogelijkheid omdat determinatie op soortniveau alleen overdag mogelijk is. Naar verwachting wordt de nachtelijk trek gedomineerd door zangvogels, en zijn voor die reden de fluxen gemeten in de nachturen op K14 toegeschreven aan deze soortgroep. Verder zijn de schattingen voor deze vogelsoortgroepen niet locatie-specifiek omdat ze gebaseerd zijn op fluxen elders (dat wil zeggen op platform K14) gemeten. Zo is de soortenlijst en geschatte aantal slachtoffers identiek voor kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver.

Verder zijn deze slachtofferaantallen bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen. De nadere onderbouwing van de achterliggende berekeningen worden weergegeven in het Ecologische Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER) en specifiek voor de jan-van-gent in bijlage 5 van het MER.

Om in het kavelbesluit vrijstelling te verlenen op grond van artikel 7 van de Wwoz voor deze sterfte van vogels (een overtreding van artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming) wordt in deze bijlage een onderbouwing gegeven van welke soorten het hier betreft, hoe deze selectie heeft plaatsgevonden, en wat de gevolgen zijn van de sterfte op de gunstige staat van instandhouding van deze soorten. Voor achtergrondinformatie over het voorkomen en de verspreiding van vogels in kavel I en II van

windenergiegebied IJmuiden Ver wordt verwezen naar het Ecologische Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER) en specifiek voor de Jan-van-gent in bijlage 5 van het MER.

Tabel 2.1 Jaarlijkse maximale aantallen slachtoffers in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Aanvaringen zijn berekend met het stochastische Collision Risk Model (McGregor et al. 2018) en voor trekvogels met het Extended Band Model (Band 2012) met soortspecifieke avoidance-rates (cf. KEC 4.0; Potiek et al. 2022b). Sterfte door habitatverlies staat gelijk aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid * oppervlak windpark). Voor de individuele soorten zijn dichtheden van zeevogels uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen gebruikt (Rijkswaterstaat 2015). Voor soortgroepen trekvogels zijn aantallen bepaald op basis van waarnemingen op platform K14 (Fijn et al. 2015).

Soort	Kavel I		Kavel II		Som
	Sterfte door aanvaringen 67 * 15 MW ø 236 m	Sterfte door habitatverlies	Sterfte door aanvaringen 67 * 15 MW ø 236 m	Sterfte door habitatverlies	
Zeevogels					
Alk	0	5	0	5	10
Drieteenmeeuw	9	4	8	4	26
Dwergmeeuw	3	2	2	1	8
Grote jager	0	0	0	0	0
Grote mantelmeeuw	17	1	13	1	31
Grote stern	0	0	0	0	0
Jan-van-gent	7	1	7	1	15
Kleine a k	0	0	0	0	0
Kleine mantelmeeuw	5	2	4	1	12
Kokmeeuw	0	0	0	0	0
Noordse stormvogel	0	3	0	4	7
Papegaaaiduiker	0	0	0	0	0
Stormmeeuw	0	0	0	0	0
Stormvogeltje	0	0	0	0	0
Visdief/noordse stern	0	0	0	0	0
Zeekoet	0	15	0	15	30
Zilvermeeuw	9	1	5	1	16
Trekvogels					
Ganzen en zwanen	18	N.v.t.	18	N.v.t.	36
Eenden	1	N.v.t.	1	N.v.t.	2
Reigers	0	N.v.t.	0	N.v.t.	0
Roofvogels en uilen	1	N.v.t.	1	N.v.t.	3
Steltlopers	4	N.v.t.	4	N.v.t.	7
Zangvogels	1.162	N.v.t.	1.162	N.v.t.	2.324
Totaal	1.236	34	1.226	32	2.527

2.2 Selectieprocedure

Voor de samenstelling van de lijst met vogelsoorten waarvoor de sterfte in een gepland windpark voorzienbaar is, wordt gebruik gemaakt van een door Bureau Waardenburg gestandaardiseerde selectiemethodiek (cf. Soortenbijlages voor MER windpark Borssele, Hollandse Kust zuid, Hollandse Kust noord, Hollandse Kust west en Ten Noorden van de Waddeneilanden). Deze methodiek houdt rekening met de (hoofd)factoren die van invloed zijn op het aanvaringsrisico van vogelsoorten in het windpark en houdt tevens rekening met twee groepen: lokale vogels en vogels op seizoenstrek. Dit onderscheid is van belang, omdat dit bepalend is voor de populatieomvang waaraan de voorziene sterfte wordt getoetst.

Stap 1: Onderscheid in vogelsoorten die redelijkerwijs als aanvaringslachtoffer in Nederland verwacht mogen worden en soorten waarvan in geen enkel windpark in Nederland slachtoffers voorzienbaar zijn.

Deze eerste selectiestap heeft betrekking op zowel lokale vogels als vogels op seizoenstrek.

- 1.a – Input Nederlandse avifauna (521 soorten, per 1 januari 2019).
- 1.b Wegstrepen van 218 soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $\geq 10x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen, zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase.
- 1.c Wegstrepen van 32 zeldzame soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $< 100x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen¹, waarvan het voorkomen zeer verspreid is over Nederland en zonder dat Nederland een onderdeel vormt van een functionele jaarcyclus fase.

Resultaat van stap 1 is een landelijke groslijst van 271 soorten (soorten 1a (521) minus soorten 1b (218) minus soorten 1c (32)) die talrijk genoeg zijn om redelijkerwijs ergens in Nederland, inclusief de Nederlandse Noordzee, slachtoffer te kunnen worden door aanvaringen of habitatverlies.

Uit deze lijst met 271 vogelsoorten wordt vervolgens de soortenlijst voor het geplande windpark samengesteld. Voor ieder windpark betekent dit dat er nog een (groot) aantal soorten af zal vallen, afhankelijk van de locatie en omvang van het geplande windpark. De tweede selectiestap resulteert in een lijst met soorten waarvoor geadviseerd wordt om ontheffing aan te vragen. Deze lijst heeft betrekking op zowel lokale vogels als vogels op seizoenstrek.

Stap 2: Selectie van vogelsoorten waarvan aanvaringslachtoffers onder lokale vogels in de gebruiksfase van het windpark in het kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver, voorzienbaar zijn (stap voor het verwijderen van 'incidenten' in het gebied).

- 2a – Input Landelijke groslijst met 271 soorten (als resultaat van stap 1).
- 2b Wegstrepen van soorten die de afgelopen 5 jaar niet of nauwelijks (gemiddeld ≤ 5 ex/jaar) in het plangebied aanwezig waren, omdat:
 - het soorten betreft die geen binding hebben met het habitattypen(n) dat in het plangebied voorkomt (bijvoorbeeld landvogels die niet of zelden boven zee aanwezig zijn), of;
 - het soorten zijn die landelijk (zeer) schaars en verspreid voorkomen en hooguit incidenteel in het plangebied verblijven.

¹ Het aantal waarnemingen van een soort in Nederland is beschouwd als een goede afspiegeling van het daadwerkelijk voorkomen. Dus soorten met weinig waarnemingen zijn daadwerkelijk zeldzaam.

Soorten die in deze stap worden weggestreept, komen in zulke lage aantallen in het plangebied voor dat slachtoffers in het geplande windpark niet voorzienbaar zijn, en daarmee incidenteel.

- 2c Wegstrepen van soorten die in het plangebied voorkomen, maar waarvan de kans op aanvaring zeer klein is, en die ook niet slachtoffer worden van habitatverlies, omdat:
- het soorten zijn die niet op risicovolle hoogte rondvliegen, of:
 - het soorten zijn die weinig risicovolle vliegbewegingen in relatie tot windparken op zee kennen (bijvoorbeeld soorten die vrijwel uitsluitend op lage hoogte vliegen, onder het bereik van de rotoren), of:
 - het soorten zijn die slechts in zeer lage dichtheden voorkomen.

Voor soorten die in deze stap worden weggestreept, zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

- 2d Wegstrepen van soorten die in kleine aantallen (<100 ex/jaar) in het plangebied voorkomen of het plangebied passeren en waarvan het absolute aantal slachtoffers verwaarloosbaar is, omdat de aanvaringskans voor een individu van alle soorten vogels sowieso zeer klein is. Aantallen slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor soorten die in deze stap afvallen zijn zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

Resultaat van stap 2 is een lijst van 140 soorten waarvan voorzienbaar is dat jaarlijks meer dan 1 individu slachtoffer wordt als gevolg van aanvaringen of habitatverlies in kavel I of II van windenergiegebied IJmuiden Ver (soorten 2a minus soorten 2b minus soorten 2c en minus soorten 2d). Het betreft diverse soorten op seizoenstrek (128 soorten) en 12 lokaal verblijvende vogels in de trektijd of in de winter (12 soorten) (tabel 2).

Stap 3: Onderbouwing van selectie van vogelsoorten uit stap 2 die binding hebben met het plangebied.

- 3a – Input Selectie van vogelsoorten die jaarlijks als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in kavel I of II van windenergiegebied IJmuiden Ver verwacht kunnen worden.
- 3b Soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied (n = 128). Het gaat om soorten die slechts twee keer per jaar tijdens de seizoenstrek het plangebied passeren. Vanwege de relatief grote aantallen die per soort passeren, overdag en 's nachts, is vooraf niet uit te sluiten dat jaarlijks één of meerdere exemplaren slachtoffer worden van een aanvaring met een windturbine in het windpark. De betrokken populaties van deze soorten zijn vaak (zeer) groot, zodat het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van de 1%-mortaliteitsnorm klein is (Tabel 2.2). De gunstige staat van instandhouding van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit studies in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b), waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 106 windparken op zee in de Zuidelijke Noordzee tot 2020 is beschouwd zijn.
- 3c Soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied en waarvan op jaarbasis één of meerdere slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor het windpark voorzien worden (n = 12; Tabel 2.2). Voor deze soorten is het mogelijke effect van de voorziene sterfte op de gunstige staat van instandhouding in meer detail onderbouwd.

Tabel 2.2 Vogelsoorten waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavels I en of II in windenergiegebied IJmuiden Ver of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Op basis van de huidige kennis is er geen onderscheid te maken in de soortenlijst van de twee windenergiekavels.

3b soorten			
Kleine zwaan	Smelleken		
Kleine rietgans	Boomvalk	Gierzwaluw	
Grauwe gans	Slechtvalk	Kauw	Blauwborst
Kolgans	Waterral	Roek	Zwarte roodstaart
Brandgans	Waterhoen	Goudhaan	Gekraagde roodstaart
Rotgans	Meerkoet	Zwarte mees	Paapje
Bergeend	Scholekster	Boomleeuwerik	Roodborsttapuit
Tafeleend	Kluut	Veldleeuwerik	Tapuit
Kuifeend	Bontbekplevier	Strandleeuwerik	Bonte vliegenvanger
Topper	Goudplevier	Oeverzwaluw	Heggenmus
Krakeend	Zilverplevier	Boerenzwaluw	Ringmus
Smient	Kievit	Huiszwaluw	Gele kwikstaart
Slobeend	Kanoet	Tjiftjaf	Noordse kwikstaart
Wilde eend	Drieteenstrandloper	Fitis	Grote gele kwikstaart
Pijlstaart	Bonte strandloper	Grasmus	Witte kwikstaart
Zomertaling	Watersnip	Tuinfluitser	Rouwkwikstaart
Wintertaling	Houtsnip	Zwartkop	Boompieper
Eider	Grutto	Sprinkhaanzanger	Graspieper
Kleine jager	Rosse grutto	Kleine karekiet	Oeverpieper
Kwartel	Regenwulp	Rietzanger	Vink
Blauwe reiger	Wulp	Pestvogel	Keep
Lepelaar	Oeverloper	Winterkoning	Groenling
Dodaars	Zwarte ruiter	Spreeuw	Putter
Fuut	Groenpootruiter	Beflijster	Sijs
Roodhalsfuut	Tureluur	Merel	Kneu
Kuifduiker	Steenloper	Kramsvogel	Grote barmsijs
Geoorde fuut	Kokmeeuw	Zanglijster	Kruisbek
Visarend	Dwergstem	Koperwiek	Goudvink
Bruine kiekendief	Zwarte stem	Grote lijster	Appelvink
Blauwe kiekendief	Koekoek	Grauwe vliegenvanger	Sneeuwgors
Sperwer	Ransuil	Roodborst	Ijsgors
Torenvalk	Velduil	Nachtegaal	Rietgors

3b soorten			
3c soorten			
Alk	Grote mantelmeeuw	Drieteenmeeuw	Noordse stern
Zeekoet	Zilvermeeuw	Dwergmeeuw	Visdief
Jan-van-gent	Kleine mantelmeeuw	Stormmeeuw	Noordse stormvogel

2.3 Methode beoordeling sterfte t.o.v. de Staat van Instandhouding

In paragraaf 2.5 en 2.6 wordt onderbouwd of voor de 140 soorten die in theorie jaarlijks slachtoffer in het kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen worden, door aanvaringen of habitatverlies, de staat van instandhouding (SVI) van de soort door de voorspelde sterfte in het geding kan komen. Afhankelijk van het feit of de soort een lokale populatie kent of dat deze alleen op seizoenstrek voorkomt, wordt de sterfte aan de omvang van de relevante lokale populatie(s) getoetst dan wel aan de flyway-populatie².

Voor deze toetsing wordt gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm, wat gelijk staat aan 1% van de jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie. Deze 1%-mortaliteitsnorm wordt toegepast als een eerste 'grove zeef' (Steunpunt Natura 2000, 2010). Het Hof van Justitie van de Europese Gemeenschappen hanteert dit criterium dat door het ORNIS-comité geformuleerd is om te beoordelen of een bepaalde vogelsterfte voldoet aan de voorwaarde dat het om 'kleine hoeveelheden' gaat en daarmee een acceptabele afwijking is van het algemene verbod van de Vogelrichtlijn over het doden van vogels. Volgens dit criterium moet iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine hoeveelheid worden beschouwd. De door het ORNIS-comité geformuleerde 1%-mortaliteitsnorm is juridisch niet bindend voor de lidstaten, maar het wordt wegens het wetenschappelijke gezag van de adviezen van het ORNIS-comité en bij gebreke van overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs in het algemeen gebruikt als maatstaf. Daarom hanteren we ook in onze beoordeling het uitgangspunt dat wanneer de voorziene sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op de SVI van de betrokken populatie met zekerheid uitgesloten worden, ook als de betreffende soort geen gunstige staat van instandhouding heeft, omdat de sterfte een 'kleine hoeveelheid' betreft ten opzichte van de populatie. De Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State (ABRS) achtte dit een acceptabele werkwijze³. Wanneer de voorspelde sterfte de 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt is er niet per definitie sprake van een effect op de SVI van de betrokken populatie, maar dient het effect wel nader beschouwd te worden en maken wij gebruik van populatiemodellen om de effecten in beeld te brengen.

De 1%-mortaliteitsnorm wordt als volgt berekend:

$$1\% \text{-mortaliteitsnorm (\# vogels)} = (\text{jaarlijkse sterfte} * \text{omvang van de te toetsen populatie}) * 0,01$$

Voor informatie over de jaarlijkse sterfte per soort wordt gebruik gemaakt van de website van de BTO (<http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>), of van resultaten uit soortspecifiek onderzoek vastgelegd in (wetenschappelijke) artikelen of rapporten. In de berekeningen wordt de sterfte van adulte vogels gebruikt,

² Een groot deel van deze vogels betreft kustvogels. Rijkswaterstaat adviseert om de sterfte van deze kustvogels te toetsen aan de populaties van de Zuidelijke Noordzee (M. Platteeuw). Deze populatie is voor de meeste soorten echter niet duidelijk afgebakend en over het algemeen is geen schatting van de populatiegrootte beschikbaar. Omdat de sterfte van deze soorten effect heeft op de gehele populatie waaruit de vogels op seizoenstrek afkomstig zijn, is de voorspelde additionele sterfte dan ook aan deze gehele flyway-populatie getoetst.

³ Zie o.a. uitspraken ABRS van 1 april 2009 in zaaknr. 200801465/1/R2, van 29 december 2010 in zaaknr. 200908100/1, van 8 februari 2012 in zaaknr. 201100875/1/R2 en van 11 juli 2018 in zaaknr. 201608248/1/R6.

omdat hier meer over bekend is en omdat deze sterfte lager is dan die van jonge juveniele vogels. Hierdoor valt de 1%-mortaliteitsnorm lager uit waardoor met zekerheid het worst case-scenario wordt getoetst. Voor soorten waarvoor geen gegevens met betrekking tot de jaarlijkse sterfte beschikbaar zijn, wordt gebruik gemaakt van de gegevens van een (sterk) gelijkende soort. Zo is de jaarlijkse sterfte van de kuifduiker onbekend, zodat voor deze soort de jaarlijkse sterfte van de roodhalsfuut is gebruikt.

Informatie over de omvang van de flyway-populaties is voor watervogels afgeleid van de meest recente Waterbird Population Estimates (AEWA CSR8 zoals gepresenteerd op wpe.wetlands.org; Wetlands International 2022) en voor de overige soorten (voornamelijk roofvogels en zangvogels) uit BirdLife International (2004), en in een enkel geval van informatie van Sovon Vogelonderzoek Nederland (www.sovon.nl). De populatieschattingen voor soorten waarvan in het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) op basis van de Potential Biological Removal (PBR) de grootste cumulatieve effecten voorspeld waren, zijn in de KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) en KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) geactualiseerd op basis van de meest recente BirdLife populatieschattingen. Op basis van deze populatieschattingen zijn fluxen voor elk windpark in de zuidelijke Noordzee bepaald en gebruikt om het aantal slachtoffers te berekenen. Deze slachtofferaantallen zijn gecumuleerd en gebruikt in populatiemodellen om de effecten op populatieniveau te bepalen.

De sterfte van soorten met een duidelijke binding aan het plangebied, of die (ook) buiten de seizoenstrek frequent door het plangebied vliegen, is getoetst aan de populatie op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Deze populatiegroottes zijn bij de meeste soorten bepaald voor de KEC 4.0 studie aan de hand van dichtheidskaarten op basis van vliegtuigtellingen in de jaren 2000 tot en met 2020 (Potiek et al. 2022b; Soudijn et al. 2022). De gebruikte populatieschattingen betreffen geen werkelijke populatiegroottes en zijn uitsluitend bepaald om de vogelsterfte, berekend op basis van de dichtheidskaarten, te kunnen relateren aan populatiegroottes die ook op basis van de dezelfde dichtheidskaarten zijn bepaald. In het geval van de stormmeeuw, noordse stormvogel en visdief/noordse stern zijn de populatiegroottes afkomstig uit de KEC 1.0 studie (Rijkswaterstaat 2015), omdat voor deze soorten later geen actualisatie is uitgevoerd.

2.4 Beoordeling sterfte van stap 3b soorten (geen binding met het plangebied)

De overgrote meerderheid (128) van de 140 soorten waarvoor niet uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meer individuen slachtoffer zullen worden in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver, betreft soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en daardoor hoofdzakelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden.

De voorspelde sterfte van deze soorten is getoetst aan de relevante flyway-populaties (Tabel 2.3). Voor soorten waarvan meerdere flyway-populaties door het plangebied trekken is als worst-case getoetst aan de populatie met de kleinste omvang. Deze flyway-populaties zijn over het algemeen (zeer) groot zodat op voorhand met zekerheid gesteld kan worden dat de voorziene sterfte lager zal zijn dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte (1%-mortaliteitsnorm) (Tabel 2.3). Voor een aantal soorten (bijvoorbeeld kuifduikerbonte strandloper) is de betrokken flyway-populatie relatief klein van omvang, waardoor ook de 1%-mortaliteitsnorm relatief laag is. Doordat het aantal vogels van deze soorten met een kleine flyway-populatie relatief gezien ook beperkt zal zijn binnen de betreffende soortgroep (Tabel 2.1; (naar ratio van het totaal aantal vogels binnen de soortgroep) voorkomend in het windenergiegebied zal ook het aantal slachtoffers laag zijn. De sterfte voor deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver zal niet hoger zijn dan de 1%-mortaliteitsnorm doordat het aantal vogels in het windenergiegebied binnen de betreffende soortgroep (Tabel 2.1) relatief gezien beperkt is (en dus in absolute zin naar ratio weinig vogels in

aanvaring kunnen komen met de windturbines), en/of doordat de aanvaringskans van de betreffende soorten als gevolg van soortspecifiek vlieggedrag laag is (bijvoorbeeld als gevolg van een lage vlieghoogte). Dit betekent dat ook voor deze soorten een effect op de gunstige staat van instandhouding als gevolg van de realisatie van een windpark in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver met zekerheid uitgesloten kan worden. Voor deze soorten is het uitvoeren van een cumulatiestudie van groot belang, zodat wordt vastgesteld of de uitrol van alle (huidige) plannen voor windparken op zee een effect kan hebben op de gunstige staat van instandhouding van de betrokken populaties (zie ook hoofdstuk 11 in het Achtergronddocument bij het MER en hoofdstuk 7 in deze bijlage).

Soorten die behandeld zijn door de KEC studies, worden in Tabel 2.4 gepresenteerd.

Tabel 2.3 Populatiegroottes (incl. bron, zie toelichting), jaarlijkse adulte sterfte (incl. bron) en 1%-criterium van vogelsoorten die geen binding met plangebied hebben en waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meerdere individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau, zie tabel 1. Soorten die behandeld zijn door de KEC studies, worden in tabel 4 gepresenteerd.

Soort	Populatiegrootte	Bron ⁴	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
kleine rietgans	80.000	3	0,171	5	137
grauwe gans	710.000	3	0,17	5	1.207
kolgans	1.000.000	3	0,276	5	2.760
grote Canadese gans	52.100	2	0,276	5	144
brandgans	1.400.000	3	0,09	5	1.260
tafeleend	150.000	3	0,35	5	525
kuifeend	800.000	3	0,29	5	2.320
topper	240.000	3	0,52	5	1.248
krakeend	140.000	3	0,28	5	392
smient	1.300.000	3	0,47	5	6.110
slobeend	70.000	3	0,42	5	294
wilde eend	1.000.000	3	0,373	5	3.730
pijlstaart	74.000	3	0,337	5	249
zomertaling	1.000.000	3	0,42	slobeend	4.200
wintertaling	670.000	3	0,47	5	3.149
eider	560.000	3	0,084	5	470
kleine jager	24.729	1	0,114	5	28
kwartel	1.000.000	1	0,71	5	7.100
blauwe reiger	320.000	3	0,268	5	858

⁴ Broncode voor populatiegrootte: 1. BirdLife International 2004; 2. Sovon.nl: geschat maximum doortrek (2012-2017) (gemiddelde); 3. Wetlands International 2022: AEWA CSR8

⁵ Broncode voor adult sterfte is primair 5. BTO BirdFacts 2022 (<http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>). Aanvullingen hierop: 6. Bauchau et al. 1998; 7. Abt & Konter 2009; 8. Flegg & Glue 1973; 9. Hewson et al. 2016; 10. Møller et al. 2010; 11. Møller 2009; 12. Van der Winden & van Horssen 2008. Wegens het ontbreken van data is in sommige gevallen de adult sterfte van een ecologisch nauw verwante soort gebruikt.

Soort	Populatiegrootte	Bron ⁴	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
lepelaar	19.000	3	0,17	6	32
dodaars	270.000	3	0,4	7	1.080
fuut	500.000	3	0,25	7	1.250
roodhalsfuut	21.000	3	0,2	5	42
kuifduiker	4.600	3	0,2	roodhalsfuut	9
geoorde fuut	110.000	3	0,36	7	396
bruine kiekendief	100.000	1	0,26	5	260
blauwe kiekendief	50.000	1	0,19	5	95
sperwer	500.000	1	0,31	5	1.550
visarend	10.000	1	0,15	5	15
torenvalk	100.000	1	0,31	5	310
smelleken	50.000	1	0,38	5	190
boomvalk	100.000	1	0,255	5	255
siechtvalk	2.649	1	0,19	5	5
waterral	450.000	3	0,5	8	2.250
waterhoen	2.600.000	3	0,377	5	9.802
meerkoet	1.200.000	3	0,299	5	3.588
scholekster	750.000	3	0,12	5	900
kluut	100.000	3	0,22	5	220
bontbekplevier	50.000	3	0,228	5	114
goudplevier	110.000	3	0,27	5	297
zilverplevier	200.000	3	0,14	5	280
kievit	6.300.000	3	0,295	5	18.585
drieteenstrandloper	200.000	3	0,17	5	340
bonte strandloper	880	3	0,26	5	2
watersnip	7.000.000	3	0,519	5	36.330
houtsnip	15.000.000	3	0,39	5	58.500
grutto	63.000	3	0,06	5	38
regenwulp	240.000	3	0,11	5	264
oeverloper	1.100.000	3	0,156	5	1.716
zwarte ruiter	57.000	3	0,26	tureluur	148
groenpootruiter	230.000	3	0,26	tureluur	598
tureluur	66.000	3	0,26	5	172
steenloper	44.000	3	0,14	5	62
kokmeeuw	2.500.000	3	0,1	5	2.500

Soort	Populatiegrootte	Bron ⁴	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
dwergstern	5.104	1	0,101	5	5
noordse stern	2.600.000	3	0,1	5	2.600
visdief	170.000	3	0,1	5	170
koekoek	1.000.000	1	0,325	9	3.250
ransuil	100.000	1	0,31	5	310
velduil	4.762	1	0,262	bosuil	12
gierzwaluw	1.000.000	1	0,192	5	1.920
kauw	1.000.000	1	0,306	5	3.060
roek	1.000.000	1	0,21	5	2.100
goudhaan	1.000.000	1	0,851	5	8.510
zwarte mees	1.000.000	1	0,57	5	5.700
boomleeuwerik	500.000	1	0,4	5	2.000
veldleeuwerik	1.000.000	1	0,487	5	4.870
strandleeuwerik	100.000	1	0,487	veldleeuwerik	487
oeverzwaluw	1.000.000	1	0,7	5	7.000
boerenzwaluw	1.000.000	1	0,626	5	6.260
huizwaluw	1.000.000	1	0,59	5	5.900
tjiftjaf	1.000.000	1	0,694	5	6.940
fitis	1.000.000	1	0,54	5	5.400
grasmus	1.000.000	1	0,609	5	6.090
tuinfluter	1.000.000	1	0,5	5	5.000
zwartkop	1.000.000	1	0,564	5	5.640
sprinkhaanzanger	1.000.000	1	0,53	kleine karekiet	5.300
snor	100.000	1	0,53	kleine karekiet	530
spolvogel	1.000.000	1	0,5	5	5.000
kleine karekiet	1.000.000	1	0,53	5	5.300
rietzanger	1.000.000	1	0,776	5	7.760
pestvogel	100.000	1	0,313	spreeuw	313
winterkoning	1.000.000	1	0,681	5	6.810
beflijster	100.000	1	0,58	5	580
merel	1.000.000	1	0,35	5	3.500
kramsvogel	1.000.000	1	0,59	5	5.900
zanglijster	1.000.000	1	0,437	5	4.370
koperwiek	1.000.000	1	0,57	5	5.700
grote lijster	1.000.000	1	0,379	5	3.790

Soort	Populatiegrootte	Bron ⁴	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
grauwe vliegenvanger	1.000.000	1	0,507	5	5.070
roodborst	1.000.000	1	0,581	5	5.810
nachtegaal	1.000.000	1	0,537	5	5.370
blauwborst	1.000.000	1	0,34	10	3.400
zwarte roodstaart	1.000.000	1	0,553	11	5.530
gekraagde roodstaart	1.000.000	1	0,62	5	6.200
paapje	1.000.000	1	0,53	5	5.300
roodborsttapuit	1.000.000	1	0,681	10	6.810
tapuit	1.000.000	1	0,54	5	5.400
bonte vliegenvanger	1.000.000	1	0,53	5	5.300
heggenmus	1.000.000	1	0,527	5	5.270
ringmus	1.000.000	1	0,567	5	5.670
gele kwikstaart	1.000.000	1	0,467	5	4.670
noordse kwikstaart	1.000.000	1	0,467	gele kwikstaart	4.670
grote gele kwikstaart	100.000	1	0,467	gele kwikstaart	467
witte kwikstaart	1.000.000	1	0,515	5	5.150
rouwkwikstaart	500.000	1	0,515	5	2.575
boompieper	1.000.000	1	0,58	5	5.800
graspieper	1.000.000	1	0,457	5	4.570
oeverpieper	100.000	1	0,457	graspieper	457
vink	1.000.000	1	0,411	5	4.110
keep	1.000.000	1	0,411	vink	4.110
groenling	1.000.000	1	0,557	5	5.570
putter	1.000.000	1	0,629	5	6.290
sijs	1.000.000	1	0,539	5	5.390
kneu	1.000.000	1	0,629	5	6.290
grote barmsijs	1.000.000	1	0,575	kleine barmsijs	5.750
kruisbek	1.000.000	1	0,537	5	5.370
goudvink	1.000.000	1	0,581	5	5.810
appelvink	1.000.000	1	0,581	goudvink	5.810
sneeuwgorst	100.000	1	0,37	5	370
ijsgors	1.000.000	1	0,37	sneeuwgorst	3.700
rietgors	1.000.000	1	0,458	5	4.580

Tabel 2.4 Populatiegroottes gehanteerd in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) bepaald aan de hand van fluxberekeningen, de soortspecifieke jaarlijkse adulte sterfte (incl. bron) en het bijhorende 1% natuurlijk mortaliteit (Ornis-criterium) van vogelsoorten die geen binding met plangebied hebben en waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meerdere individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Soort	Populatiegrootte	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
Kleine zwaan	17.450	0,178	5	31
Rotgans	247.286	0,1	5	247
Bergeend	302.047	0,114	5	344
Kanoet	672.197	0,159	5	1.069
Rosse grutto	347.670	0,285	5	991
Wulp	302.273	0,264	5	798
Zwarte stern	285.482	0,151	12	431
Spreeuw	18.501.266	0,313	5	57.909

2.5 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied)

Voor 12 van de 140 soorten geldt dat zij het kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver niet alleen op seizoenstrek passeren, maar (in een bepaalde periode van het jaar) ook in (de omgeving van) het plangebied kunnen foerageren of rusten. Voor noordse stern, stormmeeuw en visdief worden geen jaarlijkse slachtoffers voorspeld, waardoor een effect op de gunstige staat van instandhouding voor deze soorten op voorhand met zekerheid uitgesloten kan worden. Voor de overige soorten is hieronder het mogelijke effect van de voorspelde sterfte in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver op de SVI nader onderbouwd (Tabel 5).

De sterfte van soorten (zowel als gevolg van aanvaringen als habitatverlies) met een duidelijke binding aan het plangebied, of die (ook) buiten de seizoenstrek frequent in het plangebied kunnen voorkomen, moet getoetst worden aan de grootte van de relevante vogelpopulatie. Deze populatiegroottes zijn bij de meeste soorten bepaald volgens de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b; Soudijn et al. 2022) aan de hand van dichtheidskaarten opgesteld op basis van vliegtuigtellingen uitgevoerd in de periode 2000 tot en met 2020. De gebruikte populatieschattingen betreffen geen werkelijke populatiegroottes en zijn uitsluitend bepaald om de vogelsterfte, berekend op basis van de dichtheidskaarten, te kunnen relateren aan populatiegroottes die ook op basis van de dezelfde dichtheidskaarten zijn bepaald in de Nederlandse EEZ. Volgens deze methodiek (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019, Gyimesi et al. 2018, Potiek et al. 2022b) is de maximale sterfte in beide kavels bij bijna alle soorten lager dan de 1%-mortaliteitsnorm (

Tabel 2.5). Een effect op de gunstige staat van instandhouding kan voor deze soorten daarom op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. De uitzonderingen betreffen de jan-van-gent en grote mantelmeeuw; voor deze soorten wordt in de cumulatietoets het effect op populatieniveau door middel van populatiemodellen (cf. Potiek et al. 2019, 2022b) bepaald in hoofdstuk 7 nader behandeld.

Tabel 2.5 Overzicht van de populatiegroottes afgeleid van de dichtheidskaarten en de bijbehorende 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte aan de GSI is getoetst van soorten in stap 3c voor kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Het voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies komt is een opsplitsing van de totaalaantallen uit Tabel 2.1 naar de aantallen in beide kavels afzonderlijk. Voor noordse stern, stormmeeuw en visdief worden geen jaarlijkse slachtoffers voorspeld, waardoor een effect op de gunstige staat van instandhouding voor deze soorten op voorhand met zekerheid uitgesloten kan worden.

Soort	Populatiegrootte NCP	1%-mortaliteitsnorm	Voorspeld # slachtoffers aanvaringen + habitatverlies		Sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte	
			Kavel I	Kavel II	Kavel I	Kavel II
Alk	94.931	95	5	5	0,1	0,0
Drieteenmeeuw	78.921	93	14	12	0,1	0,1
Dwergmeeuw	57.833	58	4	4	0,1	0,1
Grote mantelmeeuw	16.264	11	17	14	1,5	1,2
Jan-van-gent	9.937	8	8	8	1,0	1,0
Kleine mantelmeeuw	20.553	18	6	6	0,4	0,3
Noordse stormvogel	99.158	28	3	4	0,1	0,1
Zeekoet	674.195	364	15	15	0,0	0,0
Zilvermeeuw	21.138	25	10	6	0,4	0,2

2.6 Conclusie

Voor de meeste soorten waarvan in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers worden verwacht, bedraagt de voorspelde sterfte bij alle soorten minder dan 1,0% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ. De uitzonderingen betreffen de jan-van-gent en grote mantelmeeuw. Op basis hiervan kan voor alle soorten, behalve jan-van-gent en grote mantelmeeuw, met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver zal leiden tot effecten op de GSI van de betrokken populaties.

3 Vleermuizen

Uit het MER blijkt dat de voorzienbare sterfte in een windpark in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver voor de ruige dwergvleermuis maximaal 64 slachtoffers per jaar bedraagt per kavel. De mogelijkheid dat de overlevingskans van ruige dwergvleermuizen toeneemt omdat ze de windturbines kunnen gebruiken om hun trek te onderbreken is niet verrekend met het aantal slachtoffers, omdat onbekend is of en hoe groot het effect is. De voorzienbare sterfte voor de rosse vleermuis is maximaal 1 slachtoffer per jaar per kavel. Van de overige vleermuissoorten vallen bij het worst-case alternatief geen jaarlijkse slachtoffers per kavel. Deze slachtofferaantallen zijn bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen.

Een kwantitatieve beoordeling van het effect van deze aantallen slachtoffers op de gunstige staat van instandhouding is hier nog niet gedaan, in lijn met het advies van de Commissie MER op de Notitie Reikwijdte en Detailniveau voor de windparken in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Een dergelijke analyse is ook lastig te doen door de onzekerheid van de herkomst en grootte van de betrokken populaties.

4 Zeezoogdieren

4.1 Inleiding

Tijdens de constructie van kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op.

Verstoring

Uit de in het MER (hoofdstuk 7) opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat de verstoring, veroorzaakt door het heien ten behoeve van de constructie van de fundaties, met name bij bruinvissen via een verminderde kans op reproductie tot effecten op de populatie kan leiden. Vrijstelling van de Wnb, op basis van artikel 7 van de Wet windenergie en artikel 3.10 van de Wnb op zee kan alleen worden verleend als geen afbreuk wordt gedaan aan de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soorten.

Mitigerende maatregelen

De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een maximale waarde van 160 dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ of 164 dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron. In het MER worden deze mogelijke normen niet als mitigerende maatregel gezien, maar als onderdeel van het voornemen en daarmee ook onderdeel van het voorkeursalternatief (VKA). In het kader van de Soortenbescherming wordt de toepassing van een geluidnorm als onderdeel van het VKA beschouwd.

Andere mitigerende maatregelen die in het MER worden genoemd zijn:

- Heien wanneer de dichtheid van bruinvissen op het NCP laag is (in de herfst), zodat minder dieren worden verstoord. Hierdoor is het effect op de populatie ook kleiner.
- Het aantal impulsdagen beperken. In de praktijk betekent dit een keuze voor zo min mogelijk turbines en dus funderingen. Vanwege de hiervoor besproken maximalisatie van de hei-energie en dus geluidscontour zorgen grotere turbines/funderingen in principe niet voor een grotere hoeveelheid verstoorde dieren.
- Het toepassen van alternatieve funderingstechnieken, zoals trillen of schroeven. Hierbij wordt echter wel de opmerking gemaakt dat deze technieken relatief onbeproefd zijn. Ook is het geluid dat bij gebruik van deze technieken wordt geproduceerd anders van aard (continu in plaats van impulsief) en zijn relaties tussen niveaus van dergelijk geluid en effecten op zeezoogdieren niet beschikbaar.

4.2 Bruinvissen

Bij het KEC 3.0 en KEC 4.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of Acceptable Level of Impact) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV is voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen. Het ministerie van LNV heeft erkend dat dit een veilige grens is.

In overeenstemming met het KEC 4.0 is de volgende norm aangehouden:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn).”

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP door heien voor de constructie van kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver is opgenomen in Tabel 4.1 en Tabel 4.2. Hierbij is uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) wordt toegepast. Hieruit blijkt dat de effecten ten gevolge van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de bruinvispopulatie en de GSI in alle gevallen zijn uit te sluiten.

Voor meer informatie over de achterliggende berekeningen en totstandkoming van deze gegevens, zie het achtergronddocument van HWE.

Tabel 4.1 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) wordt toegepast.

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	568 – 611	643 – 694	626
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	566 – 599	587 – 638	596
Bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	38,0 – 40,1	39,3 – 42,8	39,9

Tabel 4.2 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW) voor bruinvissen. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) wordt toegepast.

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	523 – 575	552 – 655	598
Tripodfundering	490 – 547	506 – 541	576
Jacketfundering	486 – 542	515 – 622	570
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	522 – 563	504 – 627	569
Tripodfundering	488 – 537	470 – 572	549
Jacketfundering	485 – 532	418 – 493	543
Bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	26,1 – 28,1	25,2 – 30,1	28,5
Tripodfundering	24,4 – 26,8	23,1 – 28,8	27,5
Jacketfundering	24,2 – 26,6	23,4 – 28,6	27,1

Voor de kavels I – IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen ook berekeningen uitgevoerd uitgaande van een hogere geluidnorm van SELss (750 m) = **164 dB** re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (zie bijlage 6 van het MER). Zoals hiervoor weergegeven zijn de berekende verschillen binnen en tussen de kavels klein en mede vanwege diverse modelonzekerheden niet

representatief voor systematische verschillen tussen de kavels. TNO heeft daarom voor deze studie de rekenresultaten voor de 8 locaties in de kavels I – IV gemiddeld (2 locaties per kavel) en een beeld van de bandbreedte van de schatting gegeven via de standaarddeviatie. De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringsdagen weergegeven in Tabel 4.3. Ter vergelijking zijn de over de vier kavels gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ook weergegeven, evenals het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ tot een toename van het aantal bruinvisverstoringsdagen leidt van ca. 51 – 56% in vergelijking met het toepassen van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en is het aantal (berekende) bruinvisverstoringsdagen bij de ruimere geluidsnorm vergelijkbaar met het aantal dat voor alternatief 1 met geluidsnorm 160 dB en de KEC 4.0 locatie is berekend.

Tabel 4.3. Gemiddelde (\pm standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen) per kavel, voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I – IV).

Geluidsnorm SEL _{ss} (750m) [dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$]	Alternatief 1 (67 turbines)	Alternatief 2 (50 turbines)		
	Monopaalfundering	Monopaalfundering	Tripodfundering	Jacketfundering
164	59 \pm 4	41 \pm 3	39 \pm 3	39 \pm 3
160	39 \pm 3	27 \pm 2	25 \pm 3	25 \pm 2
KEC 4.0	40	-	-	-

4.3 Zeehonden

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat rond de heillocatie wordt geheid een kleinere verstoringscontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren. In de berekeningen van TNO van deze geluidverdeling is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie van SEL_{ss} = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Uit de berekeningen blijkt dat tijdens het heien in het windenergiegebied IJmuiden Ver voor zeehonden maximaal 263 km² verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd (zie tevens bijlage 6 van het MER).

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn opgenomen in Tabel 4.4 en Tabel 4.5. In deze tabellen staan de gevolgen van de beide alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver op het gedrag van gewone zeehonden in verschillende seizoenen. Weergegeven is het aantal zeehonden die zich bij aanvang van de hei-activiteiten binnen de contour kunnen bevinden waar de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden.

Afhankelijk van de periode in het jaar kunnen 3 – 39 gewone zeehonden en 7 – 17 grijze zeehonden tijdens het heien worden verstoord. Dit betreft 0,01 tot 0,2% van de Nederlandse populatie voor gewone zeehonden en < 0,03 tot 0,1% voor grijze zeehonden. De dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsen in het

Waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is. Voor gewone zeehonden zijn voor de twee kavels vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere effecten voor grijze zeehonden bij kavel II zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in de dichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn waarschijnlijk niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels

Het aantal te heien funderingen in aanmerking genomen, is het effect van de constructie van alternatief 2 kleiner dan dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven, dat ongeveer 35% groter is bij de constructie van alternatief 1.

In de tabellen is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal, mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van alternatief 1 en alternatief 2 zijn geheid. Deze bandbreedte is gebaseerd op de variatie tussen de twee rekenlocaties binnen een kavel en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (waarden van twee locaties gemiddeld).

Tabel 4.4 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 van het achtergronddocument)

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	224 – 235	251 – 263	240
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	5 – 38 (11 – 13)	3 – 39 (11)	3 – 31 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5 – 8,7	7,3 – 7,6	6,6
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			10,5
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 17 (11)	7 – 17 (9 – 11)	8 – 16 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5	6,3 – 7,3	7,0
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			11,3

Tabel 4.5 Als Tabel 8 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	194 – 209	205 – 234	217
Tripodfundering	177 – 193	186 – 217	203

Jacketfundering	177 – 193	192 – 217	202
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	4 – 34 (10 – 11)	2 – 32 (9 – 10)	3 – 28 (9)
Tripodfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Jacketfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,7	4,5 – 4,8	4,4
Tripodfundering	4,6 – 5,3	4,0 – 4,4	4,1
Jacketfundering	4,5 – 5,3	4,2 – 4,4	4,0
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 15 (10)	5 – 16 (8 – 10)	7 – 14 (9)
Tripodfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Jacketfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,0	3,8 – 4,9	4,7
Tripodfundering	4,4 – 4,6	3,5 – 4,6	4,4
Jacketfundering	4,4 – 4,6	3,6 – 4,6	4,3

Uit de resultaten blijkt dat effecten van het heien met een geluidnorm van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor de aanleg van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de Nederlandse populatie van gewone en grijze zeehonden om de volgende redenen zijn uit te sluiten:

- Afgezet tegen de totale Nederlandse populatie gewone zeehonden is het aantal mogelijk beïnvloede dieren beperkt;
- De omvang van het beïnvloede gebied is gering ten opzichte van het totale leefgebied, waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De minimale afstand tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd;
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering).

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 164$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidnorm van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 168$ dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm⁶ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

⁶ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

Voor het KEC 4.0 zijn op basis van nieuwe inzichten worst case berekeningen uitgevoerd voor de mogelijke effecten op het gehoor van bruinvissen en zeehonden door heigeluid (Heinis & de Jong et al., 2022). Uit de resultaten blijkt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het heien voor de aanleg van wind op zee. Voorwaarde is dat het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot een geluidnorm SEL_{ss} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s , of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

4.4 Conclusie

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen niet tot significante effecten op de populatie zal leiden als wordt uitgegaan van toepassen van een geluidsnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re 1 μPa^2s . Het aantal berekende bruinvisverstoringdagen ligt namelijk in dezelfde orde van grootte als wat voor IJmuiden I – IV in het KEC 4.0 is berekend. Dit geldt niet voor de constructie van alternatief 1 (67 turbines per kavel) als een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} = 164$ dB re 1 μPa^2s wordt toegepast. In vergelijking met het KEC 4.0 wordt het aantal bruinvisverstoringdagen met ongeveer 47% overschreden. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm echter niet worden overschreden bij toepassing van een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} = 164$ dB re 1 μPa^2s en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie cumulatieve beoordeling in paragraaf 7.3). Een effect op de GSI van de betreffende populatie ten gevolge van kavel I en/of II kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

5 Benthos

De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb, die geen zoute benthosoorten bevat. Om deze reden komen in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver geen benthosoorten voor die opgenomen zijn in de Wnb. De bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver leidt daardoor ten aanzien van benthos niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

6 Vissen

Onder de Wnb is geen van de zeevissoorten beschermd. De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Dat betekent dat in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver geen vissoorten aanwezig zijn die onder de Wnb (of de Wwoz) beschermd zijn. De bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver leidt daardoor ten aanzien van vissen niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

7 Cumulatie

De hiervoor beschreven effecten van een windpark in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark.

In het hoofddocument van het MER worden cumulatieve effecten behandeld in hoofdstuk 6 en 7. Omdat de Wwoz cumulatie van toepassing is voor het kavelbesluit, wordt voor de volledigheid cumulatie ook behandeld in deze bijlage. Hiervoor wordt teruggegrepen op de bevindingen uit het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) (Rijkswaterstaat 2015, 2019, Potiek et al. 2022b).

In het KEC (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2015, van der Wal et al. 2015, Rijkswaterstaat 2019), waaronder KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b), is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken.

De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren, maar met toenemende aantallen turbines neemt ook de 'vrije' ruimte voor verstoringgevoelige soorten af. Daarnaast zijn ook de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Wel worden minder windparken gebouwd in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten zoals duikers, futen en zee-eenden (kustzone, binnen de 12 mijl).

Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bijvoorbeeld in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies of precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Dit zal echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 60 km van de kust niet gelden en daarom wordt barrièrewerking buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In dit hoofdstuk wordt gekeken naar de effecten van dit initiatief in cumulatie met windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 1.0 gebruikt (Rijkswaterstaat 2015), met actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek et al. 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbintypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek et al. 2022b). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

7.1 Vogels

De geschatte aantallen slachtoffers zoals vermeld in Tabel 2.1 zijn vergeleken met de eerdere schattingen binnen KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b).

Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat binnen KEC 4.0 alle vier de kavels voor IJmuiden Ver samengenomen zijn, terwijl voorliggend rapport enkel Kavel I en II behandelt. De schattingen voor Kavel III en IV zijn op moment van schrijven nog niet beschikbaar. Bovendien zijn binnen KEC 4.0 soorten aangewezen gegroepeerd als 'gevoelig voor aanvaringen' en/of 'gevoelig voor habitatverlies', op basis waarvan de grootste effecten verwacht worden. Het doel van voorliggende berekeningen was om voor elke soort een schatting van het totaaleffect van kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver weer te geven. Van deze groepering is binnen dit project afgeweken, en daarom zijn voor alle soorten de aantallen slachtoffers als gevolg van beide oorzaken gezamenlijk doorgerekend.

7.1.1 Zeevogels

Tabel 7.1 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers (zowel als gevolg van aanvaringen als habitatverlies) binnen de doorrekening voor Kavel I en II van dit document zich verhoudt tot de schattingen voor van het totaal aantal slachtoffers in windenergiegebied IJmuiden Ver (dus inclusief Kavels I t/m IV) binnen KEC 4.0.

Hieruit blijkt dat voor **noordse stormvogel** het geschatte aantal slachtoffers voor Kavel I en II (voor minimaal 1 alternatief) hoger is dan de gebruikte indicatieve schatting binnen KEC 4.0 voor alle kavels tezamen (Kavels I t/m IV). Het gaat echter om een relatief laag aantal slachtoffers, wat bij een afwijking van enkele slachtoffers resulteert in een groot relatief (procentueel) verschil. Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidige geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen.

Vervolgens zijn er populatiemodellen (cf. Potiek et al. 2019, 2022b) gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en/of waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten: **kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, noordse stormvogel, jan-van-gent en zilvermeeuw**. Bovendien blijkt uit §2 dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidige geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen.

Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0 stand houden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden.

Voor de populatiemodellen is het nodig om de populatiegrootte te definiëren. Dit kan gedaan worden aan de hand van dichtheidskaarten. Binnen KEC 4.0 zijn twee verschillende dichtheidskaarten gebruikt (Potiek et al. 2022b). De dichtheden binnen het NCP zijn bepaald op basis van MWTL-data, maar voor een

kortere periode. De dichtheden buiten het NCP zijn daarentegen gebaseerd op ESAS-tellingen. Voor dit project zijn de gebruikte populatiegroottes gelijk gehouden aan het KEC 4.0 (cf. Potiek et al. 2022b, Soudijn et al. 2022).

Voor jan-van-gent en zilvermeeuw zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de jan-van-gent een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook in voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn. Voor zilvermeeuw betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart. Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment. Deze nieuwe dichtheidskaart is alleen voor het NCP ontwikkeld, terwijl voor de cumulatieve impact assessment ook internationale windparken meegenomen moeten worden. Daarom zijn de slachtofferaantallen van Nederlandse windparken gebaseerd op de geüpdatet dichtheidskaart en voor de internationale windparken op de slachtofferaantallen uit het KEC 4.0. Daarnaast zijn bij de berekeningen voor jan-van-gent in het kader van het MER voor IJmuiden Ver aanvullende dichtheidskaarten en een ander uitwijkpercentage gehanteerd dan in de berekeningen voor het KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER).

Tabel 7.1 Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden. * Voor jan-van-gent is in de huidige doorrekening gebruik gemaakt van andere dichtheidsgegevens en een ander uitwijkpercentage dan in KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER), waardoor de verhouding met KEC 4.0 niet relevant is.

Soort	Huidige doorrekening kavel I + II						Kec 4.0 doorrekening IJmuiden ver kavel I t/m IV			Verhouding huidige doorrekening versus kec 4.0	
	Alternatief 1			Alternatief 2			Aanvaringen	Habitatverlies	Totaal	Alternatief 1	Alternatief 2
Aanvaringen	Habitatverlies	Totaal	Aanvaringen	Habitatverlies	Totaal						
Jan-van-gent	14	1	15	10	1	12	219	6	225	*	*
Kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
Zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
Grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
Dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
Drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
Noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
Zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
Alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

Populatiemodellen

In deze paragraaf worden voor de **kleine mantelmeeuw**, **grote mantelmeeuw**, **dwergmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **noordse stormvogel**, **jan-van-gent** en **zilvermeeuw** in Tabel 7.2 de belangrijkste resultaten weergegeven, die gelden zowel voor alternatief 1 als alternatief 2. Hierin wordt voor elk scenario

(null scenario = zonder windparken; Basic_2030 = Nederlandse windparkontwikkeling volgens Routekaart 2030; Internationaal = internationale windparken in de zuidelijke Noordzee naar verwachting operationeel in 2027, het jaar dat IJmuiden Ver in bedrijf genomen zou worden) aangegeven of de ALI (Acceptable Levels of Impact; Potiek et al. 2022a) drempelwaarde wordt overschreden. Voor elke soort is een maximale populatie-afname vastgesteld. Binnen deze aanpak wordt getoetst of de kans op een dergelijke populatie-afname als gevolg van de impact een bepaalde soortspecifieke kans overschrijdt. De ALI-drempelwaarden zijn in de vorm van: de kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door LNV voorlopige drempelwaarden opgesteld, die afhankelijk zijn van de IUCN-status van de betreffende soort (Potiek et al. 2022b).

In Tabel 7.2 wordt dit per soort weergegeven als ALI-overschrijding TRUE (overschrijding) of FALSE (geen overschrijding). In § 11.1.2 van het Achtergronddocument (bijlage 4 MER) en specifiek voor de jan-van-gent in bijlage 5 van het MER wordt een gedetailleerde beschrijving van de uitkomsten van de populatiemodellen per soort gepresenteerd. In aanvulling hierop is in bijlage 11 van het MER getoetst aan de inmiddels aangescherpte ALI-normen.

Tabel 7.2 Resultaten populatiemodellen voor de kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, noordse stormvogel, jan-van-gent en zilvermeeuw voor alternatief 1 en 2 (met een tiplaatte van 25 m) en in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en of internationaal (operationele windparken t/m 2027). De causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname (ALI) wordt met 'TRUE' (overschrijding) of 'FALSE' (geen overschrijding) weergegeven. Volgens de huidige berekeningen wordt de drempelwaarde bij geen van de soorten bij de onderzochte scenario's overschreden.

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Kleine mantelmeeuw	Drieteenmeeuw	Dwergmeeuw	Grote mantelmeeuw	Noordse stormvogel	Jan-van-gent	Zilvermeeuw
Basic_2030	Aanvaringen	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Basic_2030	Totaal	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
International	Aanvaringen	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
International	Habitatverlies	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
International	Totaal	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE

Conclusie

Onder de aanname dat voor Kavel III en Kavel IV het aantal slachtoffers vergelijkbaar is met die van Kavels I en II, wordt het aantal geschatte slachtoffers voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw en noordse stormvogel hoger dan de eerdere schatting binnen KEC 4.0. Voor deze soorten zijn daarom de cumulatieve effecten opnieuw op populatieniveau doorgerekend, waarbij de eerdere berekeningen voor IJmuiden Ver zijn vervangen door de nieuwe berekeningen. Daarnaast zijn de berekeningen voor jan-van-gent en zilvermeeuw geactualiseerd met de meest recente gegevens, zoals hiervoor is aangegeven. Verder zijn de effecten voor grote mantelmeeuw doorgerekend, aangezien voor deze soort de 1% norm werd overschreden.

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor jan-van-gent en zilvermeeuw wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Voor de zilvermeeuw kan dit deels komen door het lagere aantal slachtoffers dat wordt voorspeld voor kavel I en II ten opzichte van de berekeningen in het KEC 4.0 voor IJmuiden Ver, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's. Daarnaast zijn bij de berekeningen voor jan-van-gent in het kader van het MER voor IJmuiden Ver aanvullende dichtheidskaarten en een ander uitwijkpercentage gehanteerd dan in de berekeningen voor het KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER).

Aanvullend hierop zijn soorten getoetst waarvan de ALI-normen zijn aangescherpt (zie bijlage 11 van het MER). Conclusie daaruit is dat ook op basis van deze nieuwe ALI-normen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten kunnen worden, met uitzondering voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027). In het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) kunnen significant negatieve effecten voor alk en zeekoet wel worden uitgesloten. De bijdrage van windparken in kavel I / IV aan het cumulatieve aantal slachtoffers in alle offshore windparken in de Zuidelijke Noordzee (internationale scenario) is echter verwaarloosbaar (0,03% voor zeekoet en 0,06% voor alk). Dit komt doordat de aantallen slachtoffers in Britse en Duitse windparken vele malen hoger liggen omdat deze dichterbij broedkolonies zijn gelegen. In het geval van de zeekoet en de alk worden slachtoffers bijna uitsluitend verwacht als gevolg van habitatverlies.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden en wordt alleen de nieuwe ALI-norm voor zeekoet en alk in het internationale scenario overschreden, waarbij vermeldt moet worden dat de bijdrage van windparken in IJmuiden Ver I/IV verwaarloosbaar is op basis van zware worst-case aannames.

7.1.2 Watervogels en landvogels tijdens seizoenstrek

Naast (trekkende) zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden et al. 2009).

In tegenstelling tot lokaal verblijvende zeevogels (zie § 6.1.1 van het Achtergronddocument) kan voor trekvogelsoorten geen Nederlandse populatie bepaald worden. De meeste slachtoffers onder trekvogels vallen onder vogels die Nederland passeren in de trektijd (voorjaar en najaar) tijdens hun seizoenstrek tussen broed- en overwinteringsgebieden. Deze slachtoffers zijn dus afkomstig uit de hele flyway-populatie. Er is geen onderscheid te maken welke van deze vogels afkomstig is uit Nederland en welke uit het buitenland (bijvoorbeeld het noorden/noordoosten Scandinavië, Rusland, waar veel trekvogelsoorten vandaan komen). Daarom is ook besloten om te toetsen aan de gehele flyway-populatie.

In opdracht van Rijkswaterstaat is in de KEC 1.0 studie met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Rijkswaterstaat 2015). Voor een aantal van deze soorten is bepaald dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven. De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld (Potiek et al. 2022b). Deze soorten betreffen de kleine zwaan, rotgans, bergeend, wulp, kanoet, rosse grutto, zwarte stern en spreeuw. De populatiemodellen voor deze soorten hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en de op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

Conclusie

Op basis van de bovengenoemde uitkomsten en de op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

7.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar aantallen, populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en gedrag op zee zijn onbekend. Ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn de twee soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee. Een vergroting van de monitoringsinspanning is echter noodzakelijk om kwantitatieve uitspraken te doen over effecten. Voor de meeste vleermuissoorten is de informatie aangaande de grootte van bronpopulaties dermate ontoereikend dat een realistische inschatting van effecten niet mogelijk is.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) zijn voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gedaan in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de PBR van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Deze PBR waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is er niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot PBR waarden van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden, en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden.

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populatie, nemen we bestaande of vergunde windparken mee in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2022 zou het aantal turbines in de zuidelijke Noordzee t/m IJmuiden Ver in 2027 op 7.169 uitkomen (cf. Potiek et al. 2022b). Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuislachtoffer zal vallen (zie § 5.3.1), kan cumulatief ook met 7.169

vleermuislachtoffers per jaar worden gerekend. Van het totaal aantal vleermuizen in de zuidelijke Noordzee wordt het aandeel ruige dwergvleermuizen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 2,6% (Rijkswaterstaat 2015). Daarmee kunnen de jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen op 6.861 en onder rosse vleermuizen op 186 dieren worden geschat. Door toepassing van een stilstandvoorziening (zie Ecologische Achtergrondrapportage (bijlage 4 MER)) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd. Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 4.109 dieren, ruim boven de PBR van 1.905 dieren, en onder rosse vleermuizen op 112 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren.

Conclusie

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015, Leopold et al. 2020). Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst case-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook niet na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. Belangrijke kanttekening hierbij is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.

7.3 Zeezoogdieren

In paragraaf 7.6 van het MER zijn de cumulatieve effecten uitgebreid beschreven. Bij toepassing van de geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden tot 2030 is de Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) voor bruinvissen niet in het geding. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant (zie bijlage 6 van het MER) met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm⁷ niet wordt overschreden.

Aanvullend zijn cumulatieve berekeningen gemaakt met een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 164\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor alle zes kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie maximaal 3,4% van het aantal bruinvissen op het NCP (zie bijlage 6 van het MER). Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten.

Ook voor zeehonden zijn significant negatieve effecten op de zeehondenpopulatie ten gevolge van de uitrol van wind op zee 2016 - 2030 op het NCP uitgesloten.

⁷ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

7.4 Benthos

In kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver komen geen benthosoorten voor die zijn beschermd onder de Wnb. De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet natuurbescherming. Omdat om deze reden effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos niet aan de orde zijn, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

7.5 Vissen

Onder de Wnb is geen van de zeevissoorten beschermd. De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Omdat om deze reden effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op vissen niet aan de orde zijn, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

8 Overzicht van mitigerende maatregelen

Om het aantal slachtoffers onder vogels en vleermuizen te verminderen kan een aantal maatregelen getroffen worden. In het MER is een aantal maatregelen benoemd (Tabel 8.1).

Tabel 8.1 Mitigatiemaatregelen om slachtoffers te verminderen onder vogels en vleermuizen zoals geïnventariseerd in het MER.

	Maatregel	Toelichting	Haalbaarheid en/of effectiviteit	Maatregel selecteren
	Aanlegfase en verwijderingsfase			
1	Bouw in de periode juni t/m september	In deze periode zijn de meest verstoringsgevoelige vogelsoorten niet in het plangebied aanwezig	In deze periode zijn op zee relatief gunstige weersomstandigheden voor constructie. Het windpark omvat echter de bouw van minimaal 47 turbines. Niet bekend of constructiewerk binnen deze periode past.	Mogelijk
2	'S Nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is.	Nee
3	Inzet van geluiddempende systemen tijdens het heien	Verstoring door geluid wordt beperkt	Effecten van geluid op vogels zijn onbekend, waardoor nut en noodzaak van deze maatregel ongewis is.	Nee
	Operationele fase			
4	Zo klein mogelijk aantal en grotere turbines	Leidt tot minder aanvaringslachtoffers	Verwachte ontwikkeling in toekomst. Mogelijk duurdere constructie van grotere turbines, maar kostenreductie bij onderhoud.	Ja
5	Tweebladige turbines in plaats van driebladige turbines	Leidt tot minder aanvaringslachtoffers	Weinig concurrentie binnen deze categorie (slechts enkele fabrikanten) maakt voorschrijven van deze turbines niet mogelijk.	Nee
6	Introduceren van 'doorvliegcorridors' binnen het windpark	Het is onbekend wat de minimale breedte en 'richting' van een 'corridor' zou moeten zijn.	Tussen en in de kavels ontstaan al corridors ten gevolge van de aanwezigheid van kabels en leidingen.	Wordt al in voorzien (inherent aan ligging kabels en leidingen in gebied)
7	Zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) windpark	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder verstoring	Verkleinen park met behoud vermogen leidt tot meer windafvang.	Ja
8	Verhogen detectiekans turbines (bladen) door reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen	Aannemelijk, (nog) niet ondersteund door empirisch onderzoek, dat vergroten detectiekans turbines leidt tot vermindering van aantal aanvaringslachtoffers. Dit is	Niet bekend op welke manier dit toegepast kan worden voor welke soorten en wat de neveneffecten zijn (toename verstoring). Effectiviteit onbekend.	Nee

	Maatregel	Toelichting	Haalbaarheid en/of effectiviteit	Maatregel selecteren
		vogelsoort-specifiek. (May et al. 2015).		
9	Onderhoudswerkzaamheden later in de zomer uitvoeren.	Hoogste aantal aanvaringslachtoffers onder vogels valt in het voorjaar/vroege zomer.	In deze periode zijn op zee relatief gunstige weersomstandigheden voor onderhoud.	Nee
10	'S Nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend en vogel-aantrekkelijk; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is.	Nee
11	Stilstandvoorziening tijdens piekmomenten van vogeltrek op rotorhoogte	Op momenten dat er veel vogels langskomen op rotorhoogte (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen. Deze techniek staat echter nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog uitsluitend in testprojecten toegepast.	Haalbaarheid in de praktijk (nog) niet goed bekend, maar in bestaande vergunningen al wel opgenomen.	Ja
	Vleermuizen			
12	Opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) verhogen in relevant seizoen en tijdstip van de dag.	De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens rustige, windomstandigheden gemeten. Stilstand bij lage windsnelheid in relevant seizoen/tijdstip voorkomt aanvaringen van trekkende vleermuizen.	Het is (op land) aangetoond dat deze veranderingen de vleermuissterfte met 44 - 93% kunnen verminderen (Baerwald et al. 2009). Balans tussen daling energieopbrengst en voorkomen aantal slachtoffers moet afgewogen worden.	Ja

Maatregelen 4, 7, 11 en 12 kunnen ertoe leiden dat het aantal slachtoffers van vogels en vleermuizen lager wordt. Van maatregel 11 is momenteel geen kwantitatieve reductie te bepalen (Krijgsveld et al. 2015). Wel wordt binnen het Wozep-programma aandacht hieraan geschonken om stappen te zetten. De vier maatregelen worden ook overwogen in het besluitvormingsproces. Vaststelling is afhankelijk van de uitkomsten van een afweging van effectiviteit (verminderen slachtoffers) en haalbaarheid (afname energieopbrengst en toename kosten).

LITERATUUR

- Abt, K. & A. Konter, 2009. Survival rates of adult European grebes (Podicipedidae). *Ardea* 97: 313-321.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- Bauchau, V., H. Horn & O. Overdijk, 1998. Survival of Spoonbill on Wadden Sea islands. *Journal of Avian Biology* 29: 177-182.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366.
- BTO Bird facts: Robinson, R.A. 2005. BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland (BTO Research Report 407). BTO, Thetford [<http://www.bto.org/birdfacts>, accessed July 2020].
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.
- Flegg, J.J.M. & D.E. Glue, 1973. A water rail study. *Bird Study* 20: 69-80.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Report 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Hewson, C. M., K. Thorup, J.W. Pearce-Higgins & P.W. Atkinson, 2016. Population decline is linked to migration route in the Common Cuckoo. *Nature Communications* 7: 12296.
- Krijgsveld K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. Report 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leopold, M.F., M. Booman, M.P. Collier, N. Davaasuren, R.C. Fijn, A. Gyimesi, J. de Jong, R. Jongbloed, B. Jonge Poerink, J.C. Kleyheeg-Hartman, K.L. Krijgsveld, S. Lagerveld, R. Lensink, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2014. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Report C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen / Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Report 2016.031. Zoogdierverseniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.
- Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox, R.W. Furness, R. Bullman & M. Desholm, 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science* 66: 746-753.

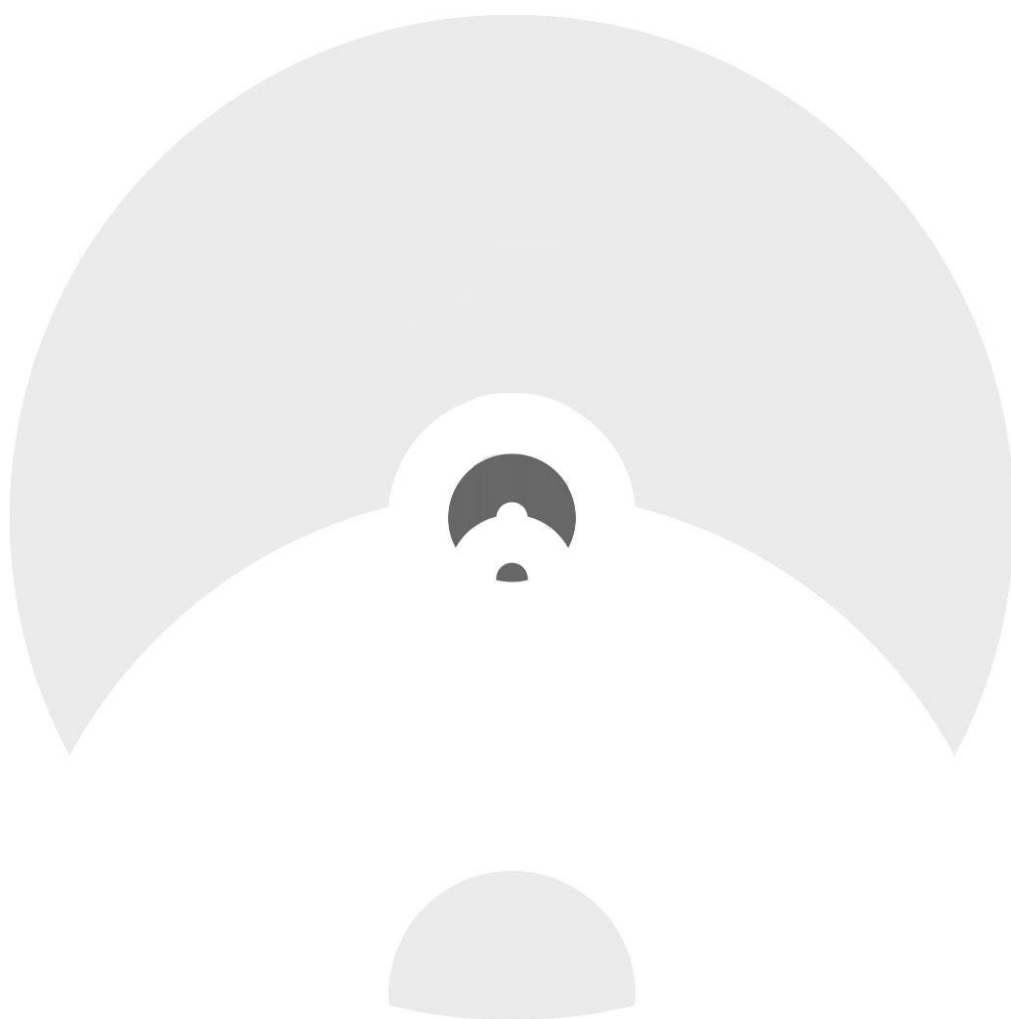
- May, R., O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42: 170-181.
- McGregor, R.M., S. King, C.R. Donovan, B. Caneco & A. Webb, 2018. A Stochastic Collision Risk Model for Seabirds in Flight. *Marine Scotland*.
- Møller, A.P., 2009. Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. *Oecologia* 159: 849-858.
- Møller, A.P., J.J. Soler & M.M. Vivaldi, 2010. Spatial heterogeneity in distributions and ecology of Western Palearctic birds. *Ecology* 20: 2769-2782.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortteksten dwergmeeuw, dwergsterne, grote jager en zilvermeeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018a. Phenological changes in a migratory swan coping with climate change. 6th International Swan Symposium. Abstract 52.
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018b. Migratory swans adapting to climate change: short-stopping or short-staying? 6th International Swan Symposium. Abstract 69.
- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten Distance sampling en Distance analysis vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan 'Wind op Zee' mei 2010 – april 2011. Report 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., M.P. Collier, H. Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B - Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Soudijn, F.H., C. Chen, A. Potiek & S. van Donk, 2022. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Memo to supplement the seabird assessment reports within KEC ("Kader Ecologie en Cumulatie") 4.0. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Steunpunt Natura 2000, 2009. Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Regiebureau Natura 2000, Utrecht.
- van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.
- van der Winden, J & P. W. van Horssen, 2008. A population model for the black tern *Chlidonias niger* in West-Europe. *Journal of Ornithology* 149: 487-494.



Wetlands International 2022. Waterbird Population Estimates: AEWA CSR8. wpe.wetlands.org.

Wood, K.A., J.L. Newth, G.M. Hilton, B.A. Nolet & E.C. Rees, 2016. Inter-annual variability and long-term trends in breeding success in a declining population of migratory swans. *Journal of Avian Biology* 47: 597-609.

Bijlage 9
Passende Beoordeling



Passende Beoordeling Kavel I en II

Windenergiegebied IJmuiden Ver

Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

721180 | Definitief

6-6-2023



Pondera

Hoofdvestiging Nederland
Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
088 – pondera (088-7663372)
info@ponderaconsult.com

Postadres
Postbus 919
6800 AX Arnhem

Vestiging South East Asia
Jl. Mampang Prapatan XV no 18
Mampang
Jakarta Selatan 12790
Indonesia

Vestiging North East Asia
Suite 1718, Officia Building 92
Saemunan-ro, Jongno-gu
Seoul Province
Republic of Korea

Colofon

Soort document
Passende Beoordeling Kavel I en II

Projectnaam
Windenergiegebied IJmuiden Ver

Versienummer
Definitief

Datum
6-6-2023

Project nummer
721180

Opdrachtgever
Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

Auteurs
Maarten Jaspers Faijer, Joost Sissingh, Abel
Gyimesi, Floor Heinis

Nagekeken door
Sergej van de Bilt

Disclaimer

In het onderzoek is gebruik gemaakt van algemeen geaccepteerde uitgangspunten, modellen en informatie die ten tijde van het opstellen van dit rapport ter beschikking stonden. Aanpassingen in de uitgangspunten, modellen of gebruikte gegevens kunnen leiden tot andere uitkomsten. De aard en de nauwkeurigheid van de gebruikte gegevens voor het onderzoek bepalen in belangrijke mate de nauwkeurigheid en de onzekerheden van de berekende uitkomsten. Pondera is niet aansprakelijk voor gederfde inkomsten of schade die wordt geleden door opdrachtgever(s) en/of derden uit conclusies die gebaseerd zijn op gegevens die niet van Pondera afkomstig zijn. Deze rapportage is opgesteld met de intentie dat deze alleen gebruikt wordt door de opdrachtgever en slechts voor het doel waarvoor de rapportage is opgesteld. Er mag geen beroep worden gedaan op de informatie uit deze rapportage voor andere doeleinden zonder schriftelijke toestemming van Pondera. Pondera is niet verantwoordelijk voor de consequenties die kunnen voortvloeien uit het oneigenlijk gebruik van de rapportage. De verantwoordelijkheid voor het gebruik van (de analyse, resultaten en bevindingen in) de rapportage blijft bij de opdrachtgever. De Rechtsverhouding opdrachtgevers – architect, ingenieur en adviseur conform DNR 2011 is te allen tijde van toepassing.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Achtergrond	1
1.3	Leeswijzer	3
2	Beleid en wetgeving	4
2.1	Wet windenergie op zee	4
2.2	Vogel- en Habitatrichtlijn en Wet natuurbescherming	5
2.3	Natuurnetwerk Nederland	6
2.4	Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving	6
3	Voorgenomen activiteit	7
3.1	Uitgangspunten voor het windpark	7
3.2	Bandbreedte benadering	7
3.3	Voorkeursalternatief (VKA)	9
4	Afbakening	11
4.1	Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep	11
4.2	Ingreep- effectrelaties per fase	18
4.3	Vogels	21
4.4	Zeezoogdieren	22
4.5	Natura 2000-gebieden	23
5	Huidige situatie	25
5.1	Vogels	25
5.2	Zeezoogdieren	31
6	Effectanalyse	41
6.1	Vogels	41
6.2	Zeezoogdieren	49
6.3	Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied	64
7	Stikstofdepositie	75
8	Cumulatie	77
8.1	Vogels	77
8.2	Zeezoogdieren	81
9	Literatuurlijst	91

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het realiseren van de opwekking van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. De periode tot en met 2030 richtte zich tot nu toe op de doelstelling uit het Klimaatakkoord om in 2030 jaarlijks 49 TWh aan windenergie van zee te produceren. Daarvoor is een capaciteit van ongeveer 11,5 gigawatt (GW) nodig. Deze doelstelling is geoperationaliseerd in twee routekaarten windenergie op zee (2023 en 2030). In die routekaarten is circa 11 gigawatt aan opgesteld vermogen voorzien door windparken op zee in 2030. Het gaat in de routekaart van 2030 om 1,4 GW in het gebied Hollandse Kust (west), 4 GW in het gebied IJmuiden Ver en 0,7 GW in het gebied Ten noorden van de Waddeneilanden. Aanvullend op deze doelstelling heeft de minister met de vaststelling van drie nieuwe windenergiegebieden in het Programma Noordzee aangegeven voor 2030 nog eens 10,7 GW extra aan wind op zee te willen realiseren. De Wet windenergie op zee geeft het Rijk de mogelijkheid kavels uit te geven voor de ontwikkeling van windparken op zee.

Om deze doelstellingen in 2030 te halen, moeten de komende jaren nieuwe kavels worden vastgesteld en uitgegeven. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die als windenergiegebied zijn aangewezen in het Programma Noordzee. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Na een kavelbesluit volgt vergunningverlening. Alleen de vergunninghouder heeft het recht om op de locatie van de kavel een windpark te bouwen en te exploiteren. In het Waterbesluit zijn algemene regels voor windparken op zee vastgelegd.

De Minister voor Klimaat en Energie kan een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op. Dit gebeurt in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof.

Passende beoordeling (PB)

Uit onderzoek dat in opdracht van Rijkswaterstaat is uitgevoerd (Prins et al, 2008), is gebleken dat het niet mogelijk is om op voorhand significant negatieve effecten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken op in Natura 2000-gebieden beschermde populaties van vogels en zeezoogdieren uit te sluiten. Voor ieder initiatief voor de bouw en exploitatie van een windpark in de Noordzee dient dan ook een locatiespecifieke Passende Beoordeling (PB) opgesteld te worden, waarin de effecten van aanleg, exploitatie en verwijdering op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden in kaart gebracht worden. Voorliggend document is de invulling van dit advies conform de wettelijke vereisten voor kavel I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.

1.2 Achtergrond

Een PB houdt volgens het Europese Hof van Justitie in dat de beste wetenschappelijke kennis ter zake gebruikt moet worden om alle aspecten van de activiteit die op zichzelf of in combinatie met andere activiteiten effecten kunnen hebben (cumulatie), in beeld te brengen, in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) behorende bij Natura 2000-gebieden (ABRvS 27 maart 2002, Nieuwsbrief StAB 3/2002, nr. 02-44). Toestemming voor de activiteit kan pas worden verleend als het

bevoegd gezag zekerheid heeft verkregen dat er geen schadelijke gevolgen optreden (onderzoeksplicht). Het Hof geeft aan dat de vereiste zekerheid eruit bestaat, dat er wetenschappelijk gezien redelijkerwijs geen twijfel bestaat dat er geen schadelijke gevolgen zijn. Bovendien blijkt uit de overwegingen van het Hof dat de zekerheid moet worden verkregen door het bevoegd gezag.

1.2.1 Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee

In 2008 heeft Deltares het rapport 'Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms' (Prins et al. 2008) geschreven als handreiking voor het opstellen van Passende Beoordelingen van windparken op zee. Dit rapport gaf een algemene beschrijving van de mogelijke effecten van de aanleg en aanwezigheid van offshore windparken op Natura 2000 (N2000)-waarden en beschrijft de kwantitatieve methoden voor het bepalen van de effecten op deze N2000-waarden.

1.2.2 Update Framework Appropriate Assessment

In de jaren na de vergunningverlening van de zogenaamde 'Tweede ronde windparken' is nader onderzoek verricht in binnen- en buitenland naar de effecten van de aanleg en aanwezigheid van windparken op zee. Naar aanleiding hiervan zijn rapportages opgesteld over de voortgang van kennis op dit gebied (Boon et al, 2012) en is aangegeven hoe deze kennis dient te worden gebruikt in de eventuele aanpassingen van methoden en technieken voor de inschatting van voornoemde effecten in passende beoordelingen (Boon et al. 2012), een update van de eerder opgestelde Handreiking voor het opstellen van passende beoordelingen voor windparken op zee (Prins et al. 2008).

Er is besloten om de update (Boon et al, 2012) te concentreren op de methoden om effecten kwantitatief in te schatten. De resultaten van het shortlistonderzoek, van relevante en openbare studies in de twee offshore windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amalia Windpark (PAWP) en van relevante internationale studies, zijn gebruikt voor deze update. Het update rapport moet worden gezien als een aanvulling op het Framework Appropriate Assessments uit 2008, de Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee.

1.2.3 KEC

Volgens het Nationaal Waterplan 2016-2021 en bijbehorende Beleidsnota Noordzee 2016-2021 moeten ruimtelijke besluiten, zoals kavelbesluiten, voor windenergie op zee worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie. Aan de hand van dat toetsingskader wordt beoordeeld of uitgesloten kan worden dat een windpark op zee afzonderlijk, of in cumulatie met andere windparken, ongewenste effecten op de ecologie zal hebben. Dat toetsingskader wordt het 'Kader Ecologie en Cumulatie' (KEC) genoemd. Het KEC is in 2021/2022 (versie 4.0) op basis van de laatste inzichten herzien¹. Dit kader is waar relevant ook gehanteerd bij de onderhavige PB. Voor het overige wordt in de PB de toets uitgevoerd op basis van effecten van de aangevraagde activiteit op IHD van N2000-gebieden.

In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 1.0 gebruikt (Rijkswaterstaat 2015), met actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek et al. 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde

¹ Zie www.noordzeeloket.nl/functionies-en-gebruik/windenergie/ecologie.

slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek et al. 2022b). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een toelichting gegeven op de relevante wetgeving en beleid en de voor dit project gehanteerde procedure voor een PB. In hoofdstuk 3 wordt een beknopte beschrijving van de voorgenomen ingreep gegeven. Hoofdstuk 4 beschrijft de afbakening van deze PB; op basis van de ingreep-effectrelaties wordt een overzicht gegeven van de Natura 2000-gebieden en soorten die mogelijk effecten ondervinden. De huidige situatie van de in de PB meegenomen soorten wordt weergegeven in hoofdstuk 5. Een beschrijving van de gehanteerde methodologie en de effectenanalyse wordt gegeven in hoofdstuk 6, alsmede de samenvattende beoordeling van elk van de relevante Natura 2000-gebieden. Hoofdstuk 7 gaat specifiek in op het effect van stikstofdepositie als gevolg van de komst van windturbines. Hoofdstuk 8 geeft tot slot cumulatieve effecten met andere plannen en projecten weer.

2 Beleid en wetgeving

2.1 Wet windenergie op zee

Het kavelbesluit behelst tevens de beoordeling van de natuuraspecten. Dit betekent dat geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wet natuurbescherming (Wnb) is vereist voor windparken op zee, waarvoor een kavelbesluit wordt genomen. In het kavelbesluit worden op basis van onderzoek zo nodig voorschriften ten behoeve van de bescherming van specifieke natuurwaarden opgenomen.

Artikel 5 van de Wet windenergie op zee geeft aan dat de projecten die vallen onder het kavelbesluit niet vergunningplichtig zijn in het kader van de Wnb. Echter, indien die projecten of andere handelingen de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in een Natura 2000-gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor het gebied is aangewezen, dient wel gevolg gegeven te worden aan hetgeen gesteld in artikel 2.8 van de Wnb voordat een kavelbesluit kan worden genomen (onder andere het opstellen van een Passende Beoordeling).

Op het tijdstip waarop het kavelbesluit wordt vastgesteld, is nog onbekend door wie het windpark zal worden gerealiseerd en welke materialen en technieken zullen worden gebruikt. Het kavelbesluit zal een bandbreedte aan mogelijkheden (bijvoorbeeld minimale en maximale turbine-afmetingen, aantal turbines, type en kenmerken van funderingen etc.) vastleggen waarbinnen de toekomstige ontwikkelaar zal moeten blijven. De Minister van Economische Zaken en Klimaat stelt (in overeenstemming met de Minister van Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister voor Natuur en Stikstof) in het kader van het kavelbesluit de PB op voor de gevolgen van de bouw-, exploitatie en verwijdering van het windpark voor Natura 2000-gebieden.

Door in voorliggende PB de gevolgen van de uiterste varianten binnen de bandbreedte voor de natuur te onderzoeken (worst case benadering), kan worden aangetoond dat de effecten van alle mogelijke invullingen van het windpark varianten tussen deze uitersten liggen. Hierdoor hoeft de houder van een vergunning voor het bouwen, exploiteren en afbreken van een windpark in de kavel geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wnb aan te vragen. Hiervoor is het wel een vereiste dat het project (de bouw, de wijze van exploitatie van het windpark en het afbreken daarvan) in het kavelbesluit voldoende concreet zijn beschreven.

Wanneer de Minister van Economische Zaken en Klimaat (in overeenstemming met de Minister van Volkshuisvesting en Ruimtelijke ordening, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister voor Natuur en Stikstof) op grond van de PB niet met zekerheid kan vaststellen dat de gevolgen van het Natura 2000-gebied niet door het windpark zullen worden aangetast, kan hij toch het kavelbesluit vaststellen, indien wordt voldaan aan de volgende voorwaarden: er zijn geen alternatieve oplossingen, het project is nodig om dwingende redenen van groot openbaar belang, met inbegrip van redenen van sociale of economische aard en er worden de nodige compenserende maatregelen getroffen om te waarborgen dat de algehele samenhang van Natura 2000 bewaard blijft. Deze voorwaarden volgen uit artikel 2.7, tweede lid, van de Wnb. De te treffen compenserende maatregelen maken in dat geval deel uit van het kavelbesluit.

2.2 Vogel- en Habitatrichtlijn en Wet natuurbescherming

Het wettelijke kader voor de voorliggende PB wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrichtlijn. Deze is geïmplementeerd in de Wet natuurbescherming (Wnb), die voor wat betreft kavelbesluiten, is geïncorporeerd in de Wet windenergie op zee.

De aanwijzingsbesluiten voor de relevante Natura 2000-gebieden zijn van groot belang, omdat daarin de voor de gebiedstoetsing relevante instandhoudingsdoelstellingen zijn opgenomen. Hoewel de bij dit project betrokken speciale beschermingszones nog niet allemaal definitief zijn aangewezen, zijn ze op basis van hun aanmelding op grond van de Habitatrichtlijn wel beschermd. Enkele voor deze PB relevante gebieden, namelijk Bruine Bank, Noordzeekustzone, Vlake van de Raan, Doggersbank, Klaverbank, Friese Front en de Voordelta, zijn inmiddels definitief aangewezen.

Met name enkele Natura 2000-gebieden in zee die zijn aangemeld onder de Habitatrichtlijn en/of Vogelrichtlijn zijn van belang voor deze PB vanwege externe werking. Denk daarbij aan onderwatergeluid dat een effect heeft op in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren en verstoring en aanvaring van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels die in of nabij het windpark vliegen. Kavel I en II liggen namelijk zelf geheel buiten Natura 2000-gebieden. Het gaat hier om de gebieden Noordzeekustzone, Vlake van de Raan, Waddenzee, Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde & Saeftinghe, Doggersbank, Klaverbank, Bruine Bank en het Friese Front.

Deze gebieden zijn aangemeld op basis van het voorkomen van een aantal habitattypen (riffen, zandbanken), zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden), vogels (o.a. voor zeekoeten) en diadrome vissen (zoals prikken, elft en fint).

In de rest van dit document zal de term Natura 2000-gebieden gebruikt worden voor alle hiervoor genoemde gebieden (Vogelrichtlijn- en/of Habitatrichtlijn (VHR) gebied).

In de bepaling van de mogelijk negatieve effecten in deze PB zijn inhoudelijk drie aspecten van groot belang: mogelijk rechtstreekse aantasting, externe werking en cumulatieve effecten. Externe werking is het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan weliswaar buiten een Natura 2000-gebied gepland is, maar de effecten daarvan zich binnen dat gebied openbaren. Dit kan direct (van buiten naar binnen), bijvoorbeeld een turbine die net buiten een Natura 2000-gebied staat, maar waarvan de versturende werking (schrik-effect) voor soorten tot binnen het gebied reikt. Ook kan het effect indirect (van binnen naar buiten) optreden als bijvoorbeeld vogels die binnen het gebied beschermd zijn, zich tijdens het foerageren buiten het gebied begeven en dan in aanvaring komen met de turbine. In abstractere zin gaat het in dit geval om die effecten die op enig moment van de populatiedynamica van een soort, die in een nabijgelegen Natura 2000-gebied is beschermd, kunnen optreden, zodanig dat de gunstige staat van instandhouding van die soort in dat gebied kan worden aangetast of wanneer verbeterdoelen niet kunnen worden gehaald. De effecten waarover in deze PB wordt gesproken zijn meestal dergelijke externe effecten. De soorten die een negatief effect kunnen ondervinden van de aanleg en aanwezigheid van het windpark komen alle uit Natura 2000-gebieden rond de kustgebieden in Nederland of het buitenland. De trechtering van mogelijke effecten wordt uitgevoerd in hoofdstuk 4.

De cumulatie van effecten van andere plannen en projecten is het tweede belangrijke aspect dat dient te worden meegenomen in de toetsing. Ook andere plannen en projecten kunnen effecten hebben op

dezelfde beschermde natuurwaarden, en het effect van het initiatief dient in deze context te worden beschouwd. Dit vindt plaats in hoofdstuk 8.

2.3 Natuurnetwerk Nederland

In Nederland is het Natuurnetwerk Nederland (NNN; voormalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS)) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied IJmuiden Ver, maakt onderdeel uit van de NNN. De kern van de bescherming van het NNN is dat de kernwaarden van het gebied niet mogen worden aangetast door een ingreep zoals beschreven in de Nota Ruimte (VROM 2005). In de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is echter de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat windparken op zee in NNN-gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwerk van natuurgebieden op land en water wordt gecreëerd dat aansluit aan het Europees netwerk. De constructie van een windpark zal geen belemmeringvormen voor dit doel. Als gevolg van beide redenen zal de NNN dan ook niet verder beschouwd worden in onderhavig rapport.

2.4 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

In de VHR en de Wnb wordt geen onderscheid gemaakt tussen effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijk in hun natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, te worden meegenomen. Dit betekent dat voor die soorten waarvoor een Natura 2000-gebied is aangewezen en de staat van instandhouding zou kunnen worden aangetast door het geplande windpark, alle relevante Natura 2000-gebieden in de toetsing dienen te worden meegenomen. Met andere woorden: indien uit deze PB blijkt dat ook in een buitenlands Natura 2000-gebied natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, dan dient de Minister voor Klimaat en Energie als het bevoegd gezag dit in zijn overweging voor het vaststellen van het kavelbesluit mee te nemen.

3 Voorgenomen activiteit

3.1 Uitgangspunten voor het windpark

Deze PB heeft betrekking op de uitgifte van kavel I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In kavel I en II wordt een windpark aangelegd, geëxploiteerd en na de duur van de vergunning weer verwijderd. De verwachte ingebruikname is in 2028/2029 en de aanleg vindt plaats in de jaren daarvoor en is afhankelijk van degene die het windpark gaat aanleggen.

De kavel die in Figuur 3.1 is afgebeeld is uitgangspunt geweest voor de effectbepaling in het MER en voor deze PB. De effecten die in deze PB zijn beschreven vormen een worstcase.

Aansluiting op het elektriciteitsnet gebeurt door middel van een offshore hoogspanningsstation (offshore high voltage station - OHVS) dat via een tweetal exportkabels naar de kust is aangesloten op het landelijke hoogspanningsnetwerk. De OHVS, exportkabels en netaansluiting worden door TenneT aangelegd en daarvoor wordt een separate milieueffectrapportage doorlopen, inclusief PB². De aansluiting op het elektriciteitsnetwerk valt daarom buiten de scope van deze PB.

3.2 Bandbreedte benadering

Kavel I en II binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver worden uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit. In Kader 3.1 staat kort een uitleg van de bandbreedtebenadering en de te beschouwen alternatieven.

Kader 3.1 Bandbreedte

Bandbreedte

Door kavels uit te geven waarbinnen verschillende windturbineopstellingen en –types en funderingsmethoden mogelijk zijn, binnen een bepaalde bandbreedte, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk. De ontwikkelaar heeft de vrijheid om een optimaal ontwerp te maken voor het windpark in termen van kosteneffectiviteit en energieopbrengst. Deze bandbreedtebenadering stelt specifieke eisen aan deze PB. Normaliter wordt het voorkeursalternatief onderzocht op mogelijke effecten.

Het onderzoeken van alle mogelijke opstellingen is door de veelheid aan denkbare combinaties echter niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van een worst case benadering: als de worst case situatie voor mogelijke effecten toelaatbaar is, dan zijn alle andere opstellingen die daarbinnen blijven eveneens mogelijk.

Alternatieven

De worst case situatie kan voor verschillende aspecten, bijvoorbeeld voor vogels en voor zeezoogdieren, anders zijn. Bij het onderzoek is hiermee rekening gehouden door meerdere worst case situaties te onderzoeken en te vergelijken.

² Zie <https://www.rvo.nl/onderwerpen/bureau-energieprojecten/lopende-projecten/noz-ijmuiden-ver-alpha>

Figuur 3.1 Voorgestelde verkaveling



3.3 Voorkeursalternatief (VKA)

Deze PB heeft betrekking op het voorkeursalternatief (VKA) zoals dat in het MER onderzocht wordt (hoofdstuk 12). Het VKA bestaat uit een voorkeursbandbreedte (en voorkeursligging van de kavel) in combinatie met mitigerende maatregelen.

De mitigerende maatregelen betreffen de maatregelen die op grond van het bestaande beleid (KEC en eerder genomen kavelbesluiten) zeker worden verbonden aan het kavelbesluit van kavel I en kavel II IJmuiden Ver (zie ook paragraaf 12.6 in het MER). Deze maatregelen dienen daadwerkelijk te worden genomen en hebben betrekking op vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en stikstofgevoelige habitattypen.

Mitigerende maatregelen m.b.t. vogels en vleermuizen die in het kavelbesluit zullen worden genomen:

- Stilstandsvoorziening bij het constateren van massale vogeltrek in combinatie met bepaalde weersomstandigheden.
- Verhogen van de cut-in windspeed (moment van gaan draaien van de rotor bij een bepaalde minimale windsnelheid) in de nacht gedurende de trekperiode van vleermuizen.

Mitigerende maatregelen m.b.t. onderwaterleven (zeezoogdieren) die worden genomen:

- De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een maximale waarde van 160 of 164 db re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron. Er zijn dus twee maximale waarden doorgerekend en de keuze welke waarde wordt gehanteerd wordt in het kavelbesluit onderbouwd. In het MER worden deze mogelijke normen niet als mitigerende maatregel gezien, maar als onderdeel van het voornemen en daarmee ook onderdeel van het VKA. In het kader van deze PB wordt de toepassing van deze mogelijke twee geluidsnormen als onderdeel van het VKA beschouwd. De vraag of dit al dan niet een mitigerende maatregel betreft is hierdoor niet relevant, aangezien de mogelijke effecten van het VKA op onderwaterleven in deze PB worden beoordeeld.

Naast de geluidsnormering dient gebruik gemaakt te worden van een 'soft start' procedure (heiwerkzaamheden vangen aan met een lage hei-energie zodat bruinvissen de gelegenheid krijgen om naar een veiliger locatie te zwemmen), eventueel in combinatie met zogenaamde 'Acoustic Deterrent Devices' (afschrikmiddel waardoor bruinvissen, zeehonden en vissen de tijd krijgen om weg te kunnen zwemmen van de hei-activiteiten).

Mitigerende maatregelen m.b.t. stikstofgevoelige habitattypen

- Het tijdens de gehele projectduur reduceren van de stikstofemissie op een zodanige wijze dat maximaal 0,00 mol N/ha/jaar depositie optreedt op stikstofgevoelige habitattypen.

In Tabel 3.1 is de bandbreedte weergegeven die (in combinatie met de bovengenoemde mitigerende maatregelen) geldt voor het voorkeursalternatief.

Tabel 3.1 Bandbreedte voor kavel I en II

Onderwerp	Bandbreedte
Totaal opgesteld vermogen kavel	Ca. 1 GW
Maximaal aantal turbines	67
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW

Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SELss op 750 meter van de geluidsbron
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 – 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

In het MER is, waar zinvol, nagegaan wat de mogelijke worst case en best case situatie is zodat inzicht in de bandbreedte aan effecten ontstaat. De worst case situatie kan voor vogels en vleermuizen en voor zeezoogdieren anders zijn. In de PB is de worst case situatie als uitgangspunt genomen zodat de maximale effecten zijn bepaald die zich binnen het voorkeursalternatief (bestaande uit de voorkeursbandbreedte en de vastgestelde mitigerende maatregelen) voor kunnen doen. Voor vogels is de worst case situatie de opstelling met het grootste aantal turbines (67 x 15 MW) per kavel. Voor zeezoogdieren zijn in de PB beide uitersten van de bandbreedte voor wat betreft aantal turbines onderzocht, omdat op voorhand niet zeker is welke van de twee de worst case is, zie Tabel 3.2.

Tabel 3.2 Worst case en best case binnen de voorkeursbandbreedte. Op voorhand is niet te zeggen welke situatie worst of best case is voor onderwaterleven.

Milieuaspect	Bandbreedte per kavel	
Vogels en vleermuizen	Alternatief (Worst case)	Alternatief (Best case)
	67 x 15 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 236 m	50 x 20 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 280 m
Onderwaterleven	67 x 15 MW turbines 1 turbinelocatie per dag	50 x 20 MW turbines 1 turbinelocatie per dag

Voor het bepalen van de effecten van stikstofdepositie is de emissie bepaald van de activiteiten voor de aanleg van het windpark in kavel I en kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Welke activiteiten dat zijn en welke uitgangspunten daarbij worden gehanteerd, wordt inzichtelijk gemaakt in hoofdstuk 7.

4 Afbakening

4.1 Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep

Uit de Handreiking (Prins et al. (2008) en update (Boon 2012)) blijkt dat er op bepaalde soort(groep)en op voorhand geen significante effecten verwacht worden, ongeacht de park- en locatiespecifieke omstandigheden. Deze soorten worden in dit hoofdstuk afgebakend en niet verder meegenomen in de analyse en de toetsing. Voorts zijn er soorten die niet in de Handreiking worden genoemd, maar waar in deze PB toch aandacht aan geschonken wordt. Zo kunnen bijvoorbeeld vleermuizen op de Noordzee voorkomen.

De aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark hebben op verschillende manieren een mogelijk effect op de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en habitats binnen Natura 2000-gebieden. Het gaat hierbij, zoals ook in de Handreiking (Prins et al. 2008, en update (Boon 2012)) aangegeven, voornamelijk om de effecten van onderwatergeluid tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en de aanwezigheid van de windparken tijdens de exploitatiefase. Ook gaat het om de effecten van stikstofemissie tijdens de gehele projectduur. Stikstof wordt verder apart in hoofdstuk 7 behandeld.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de kenmerken per fase, de mogelijke effecten en de soort-groepen die hierdoor beïnvloed kunnen worden.

Tabel 4.1 Ecologische lokale effecten als gevolg van de voorgenomen ingreep

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen						
		Fyto-plankton	Bodem-fauna	Vleer-muizen	Vissen & vislarven	Zeezoogdieren	Vogels	Habitattypen
Aanlegfase								
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	X	X		X	X		
	Geluid / trillingen		X		X	X	X	
Aanleg kabels	Ruimtebeslag		X		X			
	Waterkwaliteit	X	X		X	X		
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X		
	Stikstofdepositie							X
Exploitatiefase								
Aanwezigheid	Aanvaringsrisico			X			X	
Windturbines	Geluid/trillingen				X	X		
	Ruimtebeslag					X	X	
	Hard substraat		X		X		X	
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden		X		X	X		
Scheepvaart (onderhoud)	Geluid / trillingen				X	X		
	Stikstofdepositie							X
Verbod scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X		
	Verbod visserij		X		X	X	X	
Verwijderingsfase								

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen					
		1	2	3	4	5	6
Verwijderen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Funderingen	Geluid / trillingen				X	X	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	
	Stikstofdepositie						X

X = de soortgroep wordt beïnvloed door het effect, deze invloed kan zowel positief als negatief zijn.

Leeswijzer

In de volgende paragrafen wordt in eerste instantie een korte analyse gegeven van de ingreep-effect relaties van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken (paragraaf 4.1). Daarbij wordt nog niet uitgegaan van mitigerende maatregelen. Vervolgens wordt een afbakening gemaakt van de relevante soorten die in het kader van deze PB dienen te worden behandeld (paragraaf 4.1.1 tot en met 4.1.6). Ook de mogelijke effecten van de aanleg en het gebruik van het windpark op Natura 2000-habitats zijn in de Handreiking beperkt behandeld. Hierbij werden vooral de mogelijke relevante effecten opgemerkt van een verminderde aanvoer van vislarven op de kraamkamer- en opgroefuncties van habitattypen 1110 en 1140. De relevantie van mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en ontmanteling van windparken op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) op habitattypen in Natura 2000-gebieden zal worden behandeld in paragraaf 4.5.

4.1.1 Verwachte effecten op fytoplankton

De met de ingreep gepaard gaande activiteiten en kenmerken hebben geen significante effecten op fytoplankton in de kustzee en 'offshore'. De totale oppervlakte waar verstoring plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van het fytoplankton in de Noordzee (ter indicatie: oppervlak van kavel I-IV IJmuiden Ver betreft 388 km² op een totaal NCP van 57.000 km², hetgeen neerkomt op 0,7%). Effecten op fytoplankton zijn bovendien van tijdelijke aard, namelijk tijdens de aanleg van het windpark. Zeker is dat de effecten op fytoplankton niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de relatie te indirect is en de afstanden tussen de lokaal optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op fytoplankton.

4.1.2 Verwachte effecten op bodemfauna

Directe effecten

De met de ingreep gepaard gaande bodemberoering heeft geen significante effecten op bodemdieren van de kustzee en 'offshore'. De totale oppervlakte aan verstoorde bodem is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van de betreffende bodemdiergemeenschappen in de kustzee (ter indicatie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 9 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,0002% van het NCP). De effecten voor de locaties van de windturbines zijn blijvend, maar voor de rest van het parkoppervlak betreft het een tijdelijk effect. Door het regeneratief vermogen van het bodemleven is het effect van bodemberoering slechts tijdelijk en zal binnen een jaar het verstoorde gebied grotendeels hersteld zijn. Zeker is dat de effecten op bodemdieren niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de afstanden tussen de lokaal

optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op de bodemfauna.

Indirecte effecten

Over indirecte effecten op benthos³ in de beschermde gebieden door de aanleg van een windpark, zoals effecten door vertroebeling, veranderende hydrodynamiek en sedimentatie of stratificatie, zijn recentelijk modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2019; Zijl et al. 2021). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee significante effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen, zoals op algenbloei. De onderzoekers benadrukken echter ook dat deze modellen op dit moment uitsluitend als onderzoeksinstrumenten te beschouwen zijn. De modelresultaten zijn op dit moment niet geschikt om voorspellingen te doen over wat er in de toekomst zal gebeuren en er kunnen daarom ook geen juridische consequenties aan deze uitkomsten verbonden worden. Derhalve zijn significante positieve of negatieve effecten vooralsnog niet uit te sluiten. Lopende studies, ook in het kader van KEC, moeten in de toekomst meer kennis genereren. In de tussentijd zal het noodzakelijk zijn om deze effecten grondig te monitoren, onder andere in het Wind op zee ecologisch programma (Wozep).

4.1.3 Verwachte effecten op vleermuizen

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de exploitatiefase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines (Baerwald et al. 2008, Rydell et al. 2010a).

De twee vleermuissoorten die in offshore windparken verwacht kunnen worden (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Sinds 2014 wordt de vleermuisactiviteit op de Noordzee gemeten vanuit platforms, windturbines en meetmasten. De ruige dwergvleermuis is verreweg de meest talrijke soort die zowel dichtbij de kust als op verder uit de kust gelegen locaties wordt waargenomen. De activiteit is op zulke locaties op de Noordzee (tientallen opnames) vergeleken met locaties op land (>1000 opnames) zeer laag. Door de afwijkende vorm van windturbines op zee (geringe tiplaagte) en de meetlocatie op zee (op bordes in plaats van vanuit nacelle) is een directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftcijfers) moeilijk en gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, publiceerde Rijkswaterstaat (2015) schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers voor de zuidelijke Noordzee. Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal vleermuislachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar.

In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén et al. 2009, Petersen et al. 2014a). In de periode tussen 1988 en 2007 zijn 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee. In 76% van de gevallen ging het daarbij om ruige dwergvleermuizen. Deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld et al. 2022). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink et al. 2013, Lagerveld et al. 2014a). Ook vanuit de meetmast IJmuiden is de ruige dwergvleermuis vaak geregistreerd. De opnames

³ Benthos is een verzamelnaam voor alle organismen die leven op of rondom de bodem van zoete en zoute wateren

vonden telkens plaats bij relatief windstil weer. Hierdoor is het waarschijnlijk dat het inderdaad om migratie gaat en niet uit op drift geraakte dieren, omdat dat laatste vooral bij harde wind verwacht zou worden. In de nazomer vonden de opnames voornamelijk plaats bij wind uit oostelijke richting. De tijd van het jaar van de opnames (mei, half aug–half okt) komt overeen met de migratieperiode.

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink et al. 2013, Lagerveld et al. 2015). Deze parken liggen dicht bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 95% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen en een paar procent uit rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestaat uit tweekleurige vleermuis, bosvleermuis, noordse vleermuis, laatvlieger en gewone dwergvleermuis. Omdat deze laatste groep soorten slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee is waargenomen, zijn aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark) en zijn deze soorten niet voorzien als slachtoffer van het windpark. Deze soorten worden daarom niet behandeld in dit rapport.

De in Nederland voorkomende soorten Ingekorven vleermuis, Bechsteins vleermuis, vale vleermuis en meervleermuis zijn opgenomen in bijlage II van de Habitatrichtlijn. Voor soorten van bijlage II die geregeld in ons land voorkomen, moet Nederland beschermde gebieden aanwijzen. In Nederland zijn verschillende mergelgroeves en twee kloosters in Limburg aangewezen voor één of meer van de genoemde soorten. Daarnaast zijn verspreid over het land enkele gebieden aangewezen voor de meervleermuis. Alleen het duingebied Meijndel en Berkheide ligt in de buurt van de Noordzeekust. Vanwege mogelijke externe werking is het relevant om nader te bezien wat het effect van een windpark in IJmuiden Ver betekent. De instandhoudingsdoelstelling voor de meervleermuis voor dit gebied omvat “het behoud van de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor het behoud van de populatie”. In de toelichting wordt opgemerkt dat de meervleermuis in dit gebied in bunkers overwintert; het betreft momenteel het belangrijkste overwinteringsgebied voor deze soort in Nederland. Voor de soort zijn ook de aanwezige landgoederen van belang, omdat deze fungeren als zomerverblijven.

Meervleermuizen foerageren tot een maximale afstand van ongeveer 30 km (Limpens et al, 2006) vanaf hun zomerverblijfplaats en bij voorkeur boven (oevers van) sloten, rivieren en meren (Limpens 2001). De open zee is niet bijzonder geschikt voor meervleermuizen om te foerageren, aangezien de hoge golven de echolocatie van de dieren verstoren. Er zijn echter wel enkele waarnemingen van meervleermuizen bekend op de Waddenzee bij Friesland en bij Bremerhaven (DId), maar deze dieren foerageerden dicht langs de kust boven ondiepe delen.

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op 62 kilometer van de kust en de kans dat meervleermuizen tot in het park foerageren is zeer klein.

De meervleermuis is een soort die migreert over middellange afstand (tot maximaal +/- 500km.). De winterverblijfplaatsen bevinden zich in Nederland hoofdzakelijk in bunkers op de Veluwe en langs de kust van Zuid-Holland en in mergelgroeves in Zuid-Limburg. Verder zijn de dieren in geringe mate in de winter teruggevonden in België, Duitsland en Noord-Frankrijk. Er zijn geen waarnemingen bekend van overwinterende meervleermuizen in Groot-Brittannië. Ook zijn er nooit meervleermuizen gevonden op gas- en olieplatformen op de Noordzee. Migratie van deze soort lijkt daarmee geheel over het land te verlopen en dus zijn geen meervleermuizen in windenergiegebied IJmuiden Ver te verwachten.

Ten aanzien van de vleermuissoorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn waarvoor in Nederland Natura 2000-gebieden zijn aangewezen, geldt dat negatieve effecten als gevolg van de aanleg en exploitatie van het windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op voorhand zijn uit te sluiten. De instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden worden door de ingreep niet aangetast. Vleermuizen zullen derhalve niet verder worden meegenomen in de effectbeoordeling.

4.1.4 Verwachte effecten op vissen

De vissoorten fint, elft, zeeprík en rivierprík, waarvoor Natura 2000-Habitatrichtlijngebieden langs de kust aangewezen zijn, zijn allemaal trekvisseren. Er is weinig bekend over het voorkomen van beschermde trekvissoorten verder offshore op de Noordzee. Ze kunnen grote afstanden afleggen, maar het is bekend dat de abundantie van soorten als fint en elft dicht bij de kust groter is en afneemt verder offshore (Stelzenmüller et al. 2004). Voor zeeprík en rivierprík is dit minder goed bekend omdat zij hun mariene fase doorbrengen als meereizende parasiet op andere vissen.

Historisch gezien bevonden de belangrijkste paaigebieden van de door Nederland trekkende **fint** zich in het Duitse deel van de Rijn in grindbedden in de hoofdstroom. De jonge fint verplaatst zich geleidelijk stroomafwaarts en een deel van de jongen bereikt in het eerste jaar estuariene en mariene habitats, de rest in het tweede jaar. Juveniele en volwassen fint gebruiken riviermondingen, kustgebieden en open zee om te foerageren (Maitland & Hatton-Ellis 2003). In de Noordzee zijn slechts enkele volwassen fint gevangen waarvan de identificatie kon worden bevestigd. Door de grote gelijkenis met de elft is een verkeerde identificatie van fint als elft zeer aannemelijk, vooral bij de kleinere exemplaren. Ondanks de mogelijke onderschatting van de fint, komt deze soort tegenwoordig waarschijnlijk slechts zeer sporadisch in de Noordzee voor.

Ook de **elft** wordt over algemeen zelden aangetroffen in de verschillende onderzoeken in het Nederlandse Noordzeegebied. Het vaakst in het DFS (Demersal Fish Survey), en vooral in de Waddenzee en het Dollard-Eems estuarium. In mindere mate wordt hij af en toe gevangen in het Voordelta-gebied, langs de Nederlandse kust en zelden in de meer centrale delen van de Noordzee. Hetzelfde beeld komt naar voren uit het Duitse deel van de Noordzee (Stelzenmüller et al. 2004). Estuaria zijn de belangrijkste habitats voor de larven van de elft. Tijdens het eerste groeiseizoen breiden de foerageergebieden zich geleidelijk uit tot de kustzone en na één jaar zijn de elft uitgegroeid tot ongeveer 10-15 cm (Maitland & Hatton-Ellis 2003). Juvenielen en adulten gebruiken een breder scala aan habitats, van estuaria tot open zee.

De Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlake van de Raan en Borkum Riffgrund hebben voor deze trekvissoorten een functie als leefgebied of doortrekgebied. In theorie kunnen deze vissoorten zich over de Noordzee verspreiden en dus mogelijk verstoord worden door de aanleg van windenergiegebied IJmuiden Ver, maar in verhouding tot de totale populatie bevindt zich slechts een klein aandeel van deze soorten verder offshore. De afstand tussen IJmuiden Ver en de genoemde Natura 2000-gebied is erg groot en daarom zullen de aantallen vissen afkomstig uit Natura 2000-gebieden in de omgeving van IJmuiden Ver klein zijn. Bovendien beperkt het voorkomen van vissen zich tot de adulte fase en niet in de meest kwetsbare ei- of larve fase. Verder is het effect van onderwatergeluid van windparken lokaal van aard en de heigeluiden bij de aanleg van windparken zijn tijdelijk. Dergelijke effecten op een klein aantal vissen zijn verwaarloosbaar op populatieniveau. Hierdoor zijn significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen voor trekvisseren in de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlake van de Raan en Borkum Riffgrund uitgesloten. Directe effecten op vissen worden dan ook niet meegenomen in deze Passende Beoordeling.

Effecten van EMF-velden van kabels

Vissen kunnen elektrische en magnetische (EMF) velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Van de vissen in de Noordzee zijn haaien en roggen (kraakbeenvissen) het meest gevoelig voor elektrische en magnetische velden. Roggen en sommige soorten haaien, zoals de hondshaai, leven op de bodem. Voor bodemvissen is aangetoond dat deze een prooi met een elektrisch veld van 10-8 V/m kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003). Een literatuurstudie van Snoek et al. (2016) naar effecten van elektromagnetische velden in de Noordzee heeft uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (MF) en geïnduceerde elektrisch velden (iEF) (door bewegingen van organisme door een EMF). Het elektrische veld (EF) wordt door de kabelbescherming tegengehouden en is dus niet waarneembaar voor Noordzeesoorten.
 - Het elektromagnetische veld van een kabel strekt zich enkele meters uit, door het begraven van de kabel is het uiteindelijke waarneembare veld dus enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel.
 - Effecten van EMF en iEF, geïnduceerd door windturbines, op Noordzeefauna zijn vooralsnog onduidelijk. Studies naar de effecten van EMFs en iEFs werken namelijk vaak met afwijkende veldsterktes dan te verwachten zijn bij windturbinekabels.
 - Het EMF van een windturbinekabel valt wel binnen het waarneembare gebied van onder andere bodemvissen en haaien. Haaien kunnen de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.

Het is duidelijk dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren. Zo is bij soorten o.a. een aantrekkende werking van de kabels waargenomen (bv. hondshaai), een afname of juist toename van hun bewegingssnelheid rond kabels (bv. stekelrog) en een verandering in gedrag in de nabijheid van de kabels (bv. paling, steur en zalmen) (Gill & Desender 2020, Copping et al. 2021). Echter, op basis van de wetenschappelijke literatuur is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect van EMFs op mariene organismen te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Leonard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek et al. 2016, Fey et al. 2019).

Tijdens experimentele studies naar het effect van EMF op vissen in laboratoria zijn wel schadelijke biologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (dooierzak afwijkingen), celafwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMF-velden gecreëerd dan wat aanwezig is rond windparkkabels (Copping et al. 2021).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten zoals aal, maar hier is vooralsnog geen bewijs voor gevonden (Ohman et al. 2007, Westerberg et al. 2007, Westerberg & Lagenfelt 2008). Veldstudies in de VS hebben aangetoond dat bijvoorbeeld de kleine rog (*Leucoraja erinacea*) en de trekkende soorten Chinookzalm (*Oncorhynchus tshawytscha*) en groene steur (*Acipenser medirostris*) de kabels van windparken niet vermijden en er gewoon overheen zwemmen (Gill & Desender, 2020; Copping et al. 2021). Als vissen of invertebraten toch een verandering van het magnetisch veld vermijden of juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/verzamelplaats kunnen vormen. Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waarden van EMF te valideren. Er is vanuit bovengenoemde onderzoeken op dit moment echter geen aanleiding om te veronderstellen dat straling significant negatieve effecten op vissen heeft.

4.1.5 Verwachte effecten op vislarven

Door de hoge geluidsdruk bij de heiwerkzaamheden in de aanlegfase is het denkbaar dat vis-larven binnen een zekere straal rondom de heipaal zouden sterven, wat na verloop van tijd zou kunnen leiden tot een verminderde aanvoer van larven en juvenielen van belangrijke prooivissen voor beschermde visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden. Dit zou vervolgens kunnen leiden tot een verminderd broedsucces van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels en tot aantasting van de populatiefitness van in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren. In de kernopgaven voor de Waddenzee staat dat het gebied tevens dient als 'kraamkamer' voor vis. Een eventuele verminderde aanvoer van vislarven naar de Waddenzee zou dan ook geïnterpreteerd kunnen worden als een mogelijk risico op aantasting van deze kernopgave.

In verschillende onderzoeken is gekeken naar het effect van heiwerkzaamheden op vislarven. Dit is relevant omdat recent is ondervonden dat er bijvoorbeeld aanzienlijke overlap is in (geplande) windparklocaties en de voortplantingsgebieden van platvissen (Barbut et al. 2020).

Bij laboratoriumproeven zijn larven, van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong, blootgesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid. Voor alle ontwikkelingsstadia werden geen significant negatieve effecten aangetoond, ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle et al. 2012, 2016). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus van SELCUM = 206 dB re 1 μ Pa_{2s}, wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heillocatie.

In een ander onderzoek van Debusschere et al. (2014) werden larven van de zeebaars blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden van windturbines op zee. Ook hier werden geen significant negatieve effecten op overleving van vislarven aangetoond, ten opzichte van een controlegroep. De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heillocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van SELCUM = 222 dB re 1 μ Pa_{2s}. Popper et al. (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Deze twee onderzoeken behandelen derhalve zowel vislarven van een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (tong), als vislarven van een vissoort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars). De resultaten geven daarmee een beeld van vislarven van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. De gezamenlijke resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de vislarven gemeenschap in het plangebied, met uitzondering van vislarven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Vooralsnog is er geen onderzoek gepubliceerd naar het resultaat van heigeluid op larven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Wel liet een laboratoriumstudie naar de impact van scheepvaartgeluid op larven van de kabeljauw al zien dat dit geluid effect kan hebben op hun lichaamsconditie en de kans ten prooi te vallen aan roofdieren (Nedelec et al. 2015).

De conclusie die uit het vislarvenonderzoek getrokken kan worden is dat er geen reden is om aan te nemen dat vislarvensterfte ten gevolge van onderwatergeluid dat vrijkomt bij het heien van funderingspalen, tot relevante effecten leidt, ook niet in N2000-gebieden. In deze PB wordt daarom verder niet ingegaan op de effecten op vislarven.

4.1.6 Verwachte effecten op zeezoogdieren en vogels

In de volgende paragrafen worden per fase de effecten op zeezoogdieren en vogels nader besproken. Tevens vindt er een afbakening plaats van aan de ingreep gerelateerde activiteiten of kenmerken die geen effecten hebben op deze soortgroepen.

4.2 Ingreep- effectrelaties per fase

4.2.1 Aanlegfase

Tijdens de aanlegfase zijn er drie activiteiten die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanleg van de funderingen, de aanleg van kabels en scheepvaart, zie Tabel 4.2. In de tekst na de tabel is dit verduidelijkt. Effecten als gevolg van stikstofemissie is separaat in hoofdstuk 7 beschreven.

Tabel 4.2 Ecologische lokale effecten tijdens de aanlegfase

Activiteiten aanlegfase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X
Aanleg kabels	Ruimtebeslag	0	0
	Waterkwaliteit	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding

X = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart

Voor de aanlevering van bouwmaterialen, het op locatie brengen van hei- en hefschepen en het vervoer van personeel zal scheepvaart plaatsvinden, wat plaatselijk leidt tot geluid en trillingen. Lokaal kan hierdoor verstoring optreden van vogels, vissen, vislarven en zeezoogdieren. Deze scheepvaart is van tijdelijke aard, namelijk alleen gedurende de aanlegfase van het windpark. Kavel I en II bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De toename van scheepvaart door de voorgenomen ingreep (een maximum van 10 scheepsbewegingen per dag is in eerdere PB's en MER-en aangehouden) is dan ook verwaarloosbaar voor het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanleg kabels

Deze PB is opgesteld in het kader van het kavelbesluit voor kavel I en kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. De kabels die lopen vanaf de kavel naar de kust zijn de verantwoordelijkheid van TenneT en vallen buiten het kavelbesluit en derhalve ook buiten deze PB. De kabels van de windturbines naar een nog te realiseren transformatorstation op zee maken wel onderdeel uit van deze PB. De aanleg van de kabels leidt tot ruimtebeslag en tijdelijk en plaatselijk tot vertroebeling van het zeewater. Deze effecten zijn zeer gering en vinden lokaal plaats. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden uitgesloten.

Directe verstoring of vernietiging van habitattypen en/of structuren in Natura 2000-gebieden is op voorhand uit te sluiten, aangezien de ligging van de windparkkabels niet overlapt met beschermde natuurgebieden. Effecten van de aanleg van het windpark worden uitsluitend op het niveau van individuen

verwacht. De totale oppervlakte waar (tegelijk) verstoring en vernietiging plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van benthossoorten in de Noordzee (ter illustratie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 9 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,0002% van het NCP. Voor de kabels tussen de turbines en het transformatorstation wordt ook een oppervlak van enkele ha ontgraven, maar feit blijft dat het een erg gering oppervlak is ten opzichte van het NCP). Bovendien treden eventuele negatieve effecten als gevolg van bodemberoering en vertroebeling van zeewater uitsluitend tijdens de aanlegfase op en zijn dus van tijdelijke aard. Op de lange termijn kan in het windpark de aanleg van nieuw hard substraat (de windturbine, scour protection en kabel bedekking) mogelijk positieve effecten met zich meebrengen, omdat er nieuw leefgebied wordt geïntroduceerd (Degraer et al., 2020).

Aanleg funderingen en uitvoeren surveys

Tijdens de aanleg van de funderingen kunnen heiwerkzaamheden plaatsvinden (worst case), waardoor geluidsgolven geproduceerd worden die onder water tot op grote afstand voor verstoring kunnen zorgen (zie hoofdstuk 6 met contouren relevant voor zeehonden en bruinvissen). Deze verstoring kan zich op verschillende manieren uiten, zoals aangepast gedrag, vluchtgedrag, maar ook als gehoorbeschadiging en fysieke (weefsel)beschadiging (vissen en zeezoogdieren) en op zeer korte afstand van de heilocatie mogelijk tot sterfte van vissen. Ditzelfde geldt voor de geofysische surveys die worden uitgevoerd voorafgaand aan de bouwwerkzaamheden.

Soorten

Zeezoogdieren

Heien kan leiden tot afwijkend (vlucht)gedrag, verwonding en permanente en/of tijdelijke gehoordrempelverschuivingen van zeezoogdieren. Voor enkele zeezoogdieren (bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond) geldt dat zij binnen Natura 2000-gebieden beschermd zijn (paragraaf 4.4).

Vogels

In de aanlegfase worden significant negatieve directe effecten op vogels uitgesloten. Als gevolg van toegenomen scheepvaart kunnen vogels mogelijk het gebied vermijden tijdens heiwerkzaamheden, waardoor in het ergste geval slechts tijdelijk een zeer beperkt habitatverlies optreedt. Hiervoor is (in paragraaf 4.1.5) vermeld dat uitgesloten kan worden dat door vislarvensterfte significante effecten optreden op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

Natura 2000-gebieden

Er zijn twee manieren waarop verstoring door onderwatergeluid effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden kan hebben. Enerzijds kan een verstrend geluidsniveau reiken tot in een Natura 2000-gebied, waardoor er een direct effect is op de kwaliteit van het gebied als verblijfplaats voor zeezoogdieren. Anderzijds kan verstoring optreden op individuen die zich binnen de verstoringscontour bevinden en een directe relatie hebben met (instandhoudingsdoelstellingen van) Natura 2000-gebieden. Een voorbeeld is een zeehond die zich op het NCP begeeft om te foerageren, maar die onderdeel is van de populatie in de Waddenzee. In paragraaf 4.4 wordt hier verder op ingegaan.

4.2.2 Exploitatiefase

Tijdens de exploitatiefase zijn er vier kenmerken die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanwezigheid van de funderingen/turbines, de aanwezigheid van kabels, het onderhoud van het

park en het verbod op scheepvaart >24 meter en dus ook visserijschepen >24 meter (zie Tabel 4.3). De verwachting is dat er geen toegang is voor schepen, ongeacht hun lengte en ook visserij met actief vistuig niet is toegestaan in het windpark.

Tabel 4.3 Ecologische lokale effecten tijdens de exploitatiefase

Activiteiten exploitatiefase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico	X	0
	Geluid / trillingen	0	X
	Ruimtebeslag	X	X
	Hard substraat	0	0
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden	0	0
Scheepvaart t.b.v. onderhoud	Geluid / trillingen	0	0
Verbod scheepvaart >24 m	Geluid / trillingen	0	0
	Verbod Visserij	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding

X = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart ten behoeve van onderhoud

Voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden. Deze scheepvaart leidt plaatselijk tot verstoring door de aanwezigheid van schepen, geluid en trillingen. Het is nu nog niet bekend vanuit welke havens scheepvaart ten behoeve van onderhoud zal plaatsvinden. Dit scheepvaartverkeer is echter niet van dermate grote schaal dat het ten opzichte van het gebruikelijke verkeer in zeehavens tot grote extra drukte zal leiden. Lokaal kan door scheepvaart verstoring optreden voor vogels, en zeezoogdieren. Kavel I en II bevinden zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De lokale toename van scheepvaart is verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanwezigheid kabels

De parkbekabeling veroorzaakt elektrische en magnetische (EMF) velden. De elektrische velden worden door de kabelbescherming tegengehouden, de magnetische velden dringen door tot het omliggende milieu. Vissen kunnen elektrische en magnetische velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Op basis van hetgeen is gesteld in paragraaf 4.1.4 over EMF-velden is de conclusie dat effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden uitgesloten zijn.

Verbod op scheepvaart

Integrale doorvaart van schepen is niet toegestaan in het windenergiegebied en zal alleen toegestaan worden in daartoe aangewezen passages. Met een passage is primair bedoeld de route van A naar B zo kort en efficiënt mogelijk te laten zijn. Er is geen passage voorzien door kavel I of kavel II. Kavel I en II zullen verboden terrein blijven voor schepen, uitgezonderd 'bestemmingsverkeer' van bijvoorbeeld de windparkexploitant of een onderaannemer. Dit leidt tot een afname van geluid en trillingen van scheepvaart die normaliter wel in het gebied voor zouden kunnen komen. Het verbod op scheepvaart houdt ook in dat er gedurende de exploitatiefase van het windpark geen bodemberoerende visserij meer in het gebied mag plaatsvinden. Hierdoor kan de zeebodem in het gebied herstellen wat onder andere positieve effecten kan hebben op de bodemfauna. Dit kan mogelijk een positief lokaal effect hebben op

vissen en zeezoogdieren, maar (positieve) effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden worden hierdoor niet verwacht; daarvoor zijn de effecten naar verwachting niet sterk genoeg.

Aanwezigheid windturbines

Door de aanwezigheid van windturbines is het mogelijk dat vogels in botsing komen met mast of wieken en daardoor komen te overlijden. Dit geldt voor kolonievogels die vanuit Natura 2000-gebieden foerageren en daarbij door het windpark vliegen, maar ook voor trekvogels die jaarlijks vanuit Natura 2000-gebieden naar het zuiden of westen trekken en weer terugkomen.

Sommige vogelsoorten hebben een zekere neiging om windparken te ontwijken (Dierschke et al. 2016), waardoor de aanwezigheid van het park kan leiden tot habitatverlies en/of omvlieggedrag (paragraaf 4.3). Tijdens de exploitatie worden er ook geluiden en trillingen geproduceerd door de windturbines, wat een verstrend effect kan hebben op zeezoogdieren (Prins et al. 2008). In paragraaf 4.4 wordt verder op zeezoogdieren ingegaan.

De windturbines en steenstort rondom de palen zorgen voor hard substraat op de anders zandige bodem van het gebied (ter indicatie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 9 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,0002% van het NCP). Hierop kan zich benthische fauna vestigen en er worden schuilplaatsen gecreëerd waar bepaalde vissoorten gebruik van kunnen maken. Enkele vogelsoorten, zoals de aalscholver, kunnen vervolgens gericht foerageren op het 'bewoonde' harde substraat. Deze effecten zijn echter zeer lokaal en zullen niet doorwerken op Natura 2000-gebieden.

4.2.3 Ontmantelingsfase

Over geluidsproductie en andere verstrendende effecten tijdens de ontmantelingsfase is nog weinig bekend. De methoden die gebruikt zullen worden voor de ontmanteling zijn evenmin bekend. Tot nog toe zijn geen windparken op zee ontmanteld, waardoor er een gebrek aan informatie met betrekking tot deze activiteit voorhanden is. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot hetzelfde type, maar minder, verstoring als tijdens de aanlegfase (Prins et al. 2008), zie Tabel 4.4.

Tabel 4.4 Ecologische lokale effecten tijdens de ontmantelingsfase

Activiteiten ontmantelingsfase	Effect
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit
	Geluid / trillingen
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit
Scheepvaart	Geluid / trillingen

4.3 Vogels

In het MER zijn in hoofdstuk 6 de effecten bepaald en beoordeeld van een voorgenomen windpark in kavel I en kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Hieruit bleek het volgende:

- Effecten als gevolg van aanvaringen, barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten op kolonievogels, broedend binnen Natura 2000-gebieden en die gebruik kunnen maken van kavel I of kavel II tijdens foerageertochten in het broedseizoen zijn niet uit te sluiten. Op basis van

foerageerranges blijkt dat IJmuiden Ver alleen bereikt kan worden door broedende kleine mantelmeeuwen uit kolonies die binnen Natura 2000-gebieden liggen en waarvoor in deze gebieden instandhoudingsdoelstellingen voor deze soorten als broedvogel zijn geformuleerd (zie paragraaf 5.1.1). Voor broedende kleine mantelmeeuwen worden hierna de effecten beoordeeld.

- Effecten als gevolg van aanvaringen op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel I of kavel II, zijn niet uit te sluiten. Voor drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw worden hierna de effecten beoordeeld.
- Effecten als gevolg van habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden zijn op basis van verstoringsafstanden uit te sluiten. Dit geldt voor het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank waarin IHD's gelden voor de soorten jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk. De kortste afstand tot het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt voor Kavel I en Kavel II respectievelijk 2 km en 2,02 km. Conform de KEC methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand van 500 meter zodat er geen overlap plaatsvindt tussen verstoord gebied vanwege windenergiegebied IJmuiden Ver en de Bruine Bank. Voor deze soorten zijn significant negatieve effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver als gevolg van direct habitatverlies uit te sluiten.
- Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat er voor deze soorten er geen sprake van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. Effecten als gevolg van barrièrewerking op bovenstaande niet-broedvogels op instandhoudingsdoelstellingen in Natura 2000-gebieden zijn daarom wel uit te sluiten. Deze worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.
- Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel I of kavel II vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten. De onderbouwing hiervan wordt verderop uitgewerkt in deze PB (zie paragraaf 6.1.3 en paragraaf 8.1.4).
- Aangezien niet te bepalen is tot welke Natura 2000-populaties trekvogels behoren, worden niet alle gebieden waarvandaan trekvogels afkomstig zouden kunnen zijn besproken, maar worden de soorten enkel generiek beoordeeld. Voor de beoordeling wordt een kwetsbare soort als voorbeeld uitgewerkt.
- Effecten op trekvogels uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de seizoens-trek door kavel I of kavel II vliegen, als gevolg van barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten zijn uit te sluiten (zie ook bijlage 4 van het MER voor een nadere toelichting). In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekroute. Trekvogels verblijven niet voor langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet langere tijd in verblijven. Deze effecten worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.

4.4 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren, zoals zeehonden en bruinvissen, kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging (alleen tijdens aanleg), habitatverlies en barrièrewerking. Tijdens de aanleg kunnen de effecten van geluid mogelijk aanzienlijk zijn. De verstoring is echter tijdelijk. Tijdens de exploitatiefase is het onderwatergeluid beperkt, maar wel van langdurige aard. De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die

in het plangebied voorkomen zijn bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. In deze PB wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstoring, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvloed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten.

4.5 Natura 2000-gebieden

4.5.1 Gebieden i.r.t. effect op vogels

In hoofdstuk 5 wordt de afbakening gegeven van welke broedvogels (kolonievogels) en niet-broedvogels de effecten van de voorgenomen ingreep moeten worden beoordeeld. Voor deze soorten worden ook de relevante Natura 2000-gebieden besproken waarvoor deze soorten zijn aangewezen. Daarnaast worden ook enkele relevante buitenlandse Natura 2000-gebieden meegenomen.

Behandeld worden de van oorsprong ‘Vogelrichtlijngebieden’ die liggen op de Nederlandse Noordzee en die instandhoudingsdoelstellingen hebben voor vogels, te weten Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland, Waddenzee, Bruine Bank, Friese Front, Noordzeekustzone en Voordelta. Daarnaast gelden instandhoudingsdoelstellingen voor verschillende zeevogelsoorten als niet-broedvogel in de buitenlandse Natura 2000-gebieden Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer, Seevogelschutzgebiet Helgoland, Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete, SPA Östliche Deutsche Bucht, Sydligte Nordsø, Greater Wash en Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Voor de vogelsoorten waarvoor in deze en in overige Natura 2000-gebieden IHD’s gelden als niet-broedvogel maar verder in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust, zijn effecten op voorhand uitgesloten.

Op basis van foerageerranges van broedvogels blijkt dat kavel I en kavel II alleen bereikt kunnen worden door broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (zie paragraaf 5.1.1). Voor deze soorten worden hieronder de effecten beoordeeld. Voor alle andere soorten, met kolonies binnen (Nederlandse en buitenlandse) Natura 2000-gebieden en waarvoor in deze gebieden instandhoudingsdoelstellingen als broedvogel zijn geformuleerd, ligt windenergiegebied IJmuiden Ver buiten bereik óf er bestaan onderzoeksresultaten waaruit volgt dat de betreffende kolonievogels het gebied wel kunnen bereiken maar elders foerageren. Deze soorten worden dan ook niet behandeld in voorliggende PB.

Nederlandse Habitatrichtlijngebieden gelegen in of nabij de Noordzee zijn niet aangewezen voor broedvogels of voor niet-broedvogels en zijn derhalve niet relevant voor deze PB. In enkele Duitse Habitatrichtlijngebieden zijn verschillende soorten niet-broedvogels vermeld op het Europese Standaardgegevensformulier voor Natura 2000-gebieden, en daarom worden deze gebieden verder behandeld in voorliggende PB.

4.5.2 Gebieden i.r.t. effect op zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende Natura 2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit Natura 2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het Natura 2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het Natura 2000-gebied).

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten, zie paragraaf 4.4.

5 Huidige situatie

5.1 Vogels

Onderstaand wordt voor de verschillende Natura 2000-gebieden een overzicht gegeven van soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen gelden in relevante gebieden (zie paragraaf 4.5). Gebieden zijn of worden aangewezen voor broedvogels en/of niet-broedvogels.

5.1.1 Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels

Duinen en Lage Land Texel

In het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn 12 vogelsoorten aangewezen als broedvogels met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.1). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.1 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen).

Broedvogels		
roerdomp (5p)	blauwe kiekendief (20p)	dwergster (40p)
lepelaar (120p)	kluut (120p)	velduil (20p)
eider (110p)	bontbekplevier (20p)	roodborsttapuit (40p)
bruine kiekendief (30p)	kleine mantelmeeuw (14.000p)	tapuit (100p)

Duinen Vlieland

In het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland zijn 8 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.2). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.2 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen Vlieland (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Broedvogels		
aalscholver (870p)	blauwe kiekendief (9p)	eider (2.100p)
lepelaar (170p)	bruine kiekendief (20p)	tapuit (35p)
porseleinhoen (4p)	kleine mantelmeeuw (2.500p)	

Waddenzee

In het Nederlandse Natura 2000-gebied Waddenzee zijn 13 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.3). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.3 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Waddenzee (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Broedvogels		
lepelaar (430p)	eider (5.000p)	bruine kiekendief (30p)
blauwe kiekendief (3p)	kluut (3.800p)	bontbekplevier (60p)
strandplevier (50p)	kleine mantelmeeuw (19.000p)	grote stern (16.000p)
visdief (5.300p)	noordse stern (1.500p)	dwergstern (200p)
velduil (5p)		

Flamborough and Filey Coast

In het Britse Flamborough and Filey Coast zijn 4 vogelsoorten als broedvogel aangewezen met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (Tabel 5.4). Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston et al. 2013). Minder dan 1% van alle foerageertochten reikten verder dan 200 km van de kolonie. Foerageertochten van jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs waarbij een van de zoekgebieden wordt doorkruist kunnen dan ook als incidenteel beschouwd worden.

Tabel 5.4 Beschermd vogelsoorten in Flamborough and Filey Coast.

Broedvogels		
jan-van-gent	drieteenmeeuw	zeekoet
alk		

5.1.2 Natura 2000-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen voor zes niet-broedvogelsoorten met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.5). IJmuiden Ver overlapt niet met de Bruine Bank, zodat er geen sprake is van direct habitatverlies. Wel kunnen de verstoringseffecten van windturbines verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windenergiegebied (Dierschke et al. 2016), zodat een effect van habitatverlies in een buffergebied rondom het windenergiegebied wel wordt behandeld.

Tabel 5.5 Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank

Niet-broedvogels		
jan-van-gent (behoud)	grote mantelmeeuw (behoud)	zeekoet (behoud)
grote jager (behoud)	dwergmeeuw (behoud)	a k (behoud)

Friese Front

Het Friese Front is volgens het aanwijzingsbesluit aangewezen voor zeekoet met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Kavel I en II van IJmuiden Ver liggen op ca. 80 kilometer van het Friese Front.

Noordzeekustzone

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen voor 18 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve IHD's voor behoud van populaties als kwalitatieve IHD's voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.6). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 5.6 Beschermd niet-broedvogelsoorten met hun instandhoudingsdoelstelling in Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Voor de soorten met kwantitatieve IHD's zijn de ten doel gestelde populatiegroottes weergegeven.

Roodkeelduiker (behoud)	Parelduiker (behoud)	Aalscholver (1.900)
Bergeend (520)	Topper (behoud)	Eider (26.200)
Zwarte zee-eend (51.900)	Scholekster (3.300)	Kluut (120)
Bontbekplevier (510)	Zilverplevier (3.200)	Kanoet (560)
Drieteenstrandloper (2.000)	Bonte strandloper (7.400)	Rosse grutto (1.800)
Wulp (640)	Steenloper (160)	Dwergmeeuw (behoud)

Voordelta

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Voordelta is aangewezen voor 30 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve IHD's voor behoud van populaties als kwalitatieve IHD's voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.7).

Tabel 5.7 Beschermd niet-broedvogelsoorten met hun instandhoudingsdoelstelling in Natura 2000-gebied Voordelta. Voor de soorten met kwantitatieve IHD's zijn de ten doel gestelde populatiegroottes weergegeven.

Roodkeelduiker (behoud)	Fuut (280)	Kuifduiker (6)
Aalscholver (480)	Lepelaar (10)	Grauwe gans (70)
Bergeend (360)	Smient (380)	Krakeend (90)
Wintertaling (210)	Pijlstaart (250)	Slobeend (90)
Topper (80)	Eider (2.500)	Zwarte zee-eend (9700)
Brielduiker (330)	Middelste zaagbek (120)	Scholekster (2.500)
Kluut (150)	Bontbekplevier (70)	Zilverplevier (210)
Drieteenstrandloper (350)	Bonte strandloper (620)	Rosse grutto (190)
Wulp (980)	Tureluur (460)	Steenloper (70)
Dwergmeeuw (behoud)	Grote stern (behoud)	Visdief (behoud)

Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer behelst een groot deel van de Duitse Oost-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. In dit gebied zijn 78 soorten als niet-broedvogel met IHD's gericht op het behoud van bepaalde populaties (Tabel 5.8). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 5.8 Beschermd niet-broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer.

Kleine zwaan	Wilde zwaan	Knobbelzwaan
--------------	-------------	--------------

Alk	Zeekoet	Parelduiker
Roodkeelduiker	Aalscholver	Geoorde fuut
Roodhalsfuut	Fuut	Dodaars
Kolgans	Grauwe gans	Kleine rietgans
Rietgans	Rotgans	Brandgans
Bergeend	Wilde eend	Krakeend
Pijlstaart	Slobeend	Wintertaling
Zomertaling	Smient	Tafeleend
Kuifeend	Grote zee-eend	Zwarte zee-eend
Brielduiker	Nonnetje	Middelste zaagbek
Eider	Blauwe reiger	Lepelaar
Steenloper	Drieteenstrandloper	Bonte strandloper
Kanoet	Krombekstrandloper	Paarse strandloper
Strandplevier	Kleine plevier	Bontbekplevier
Goudplevier	Zilverplevier	Kievit
Watersnip	Scholekster	Grutto
Rosse grutto	Wulp	Regenwulp
Kemphaan	Kluut	Zwarte ruiter
Groenpootruiter	Tureluur	Kokmeeuw
Zilvermeeuw	Stormmeeuw	Kleine mantelmeeuw
Grote mantelmeeuw	Dwergmeeuw	Drieteenmeeuw
Grote stern	Visdief	Noordse stern
Dwergstern	Zwarte stern	Lachstern
Slechtvaak	Strandleeuwerik	Oeverpieper
Gele kwkstaart	Frater	Sneeuwgorst

Seevogelschutzgebiet Helgoland

In het Duitse Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland zijn 5 soorten als niet-broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (Tabel 5.9). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied. Van de aangewezen broedvogelsoorten maken alleen jan-van-genten dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in IJmuiden Ver terecht te komen. Uit het GPS-logger-onderzoek aan foeragerende jan-van-genten bleek dat foerageervluchten van broedvogels voornamelijk in noordelijke richting gaan (Garthe et al. 2017). Er zijn geen vluchten van jan-van-genten door het windenergiegebied IJmuiden Ver gevonden.

Tabel 5.9 Beschermde niet-broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland.

Alk	Zeekoet	Jan-van-gent
Parelduiker	Roodkeelduiker	Zwarte zee-eend

Eider	Roodhalsfuut	Drieteenmeeuw
Stormmeeuw	Kleine mantelmeeuw	Dwergmeeuw
Grote stern	Visdief	Noordse stern

Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete

Het Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete beslaat een groot deel van de Duitse Noord-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. Dit gebied is voor 51 vogelsoorten aangewezen als broedvogel en voor 58 soorten als niet-broedvogel met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.10). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 5.10 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

kleine zwaan	wilde zwaan	aalscholver
noordse stormvogel	alk	zeekoet
roodkeelduiker	parelduiker	roodhalsfuut
rotgans	brandgans	bergeend
zwarte zee-eend	eider	wilde eend
pijlstaart	slobeend	wintertaling
smient	blauwe reiger	kievit
steenloper	drieteenstrandloper	bonte strandloper
kanoet	krombekstrandloper	strandplevier
bontbekplevier	watersnip	scholekster
rosse grutto	wulp	regenwulp
kemphaan	goudplevier	zilverplevier
kluut	zwarte ruiter	groenpootruiter
tureluur	smelleken	slechtvak
ruigpootbuiszard	blauwe kiekendief	zeearend
zilvermeeuw	stormmeeuw	kleine mantelmeeuw
grote mantelmeeuw	dwergmeeuw	kokmeeuw
drieteenmeeuw	noordse stern	paapje
baardman	strandleeuwenik	frater
sneeuwgorst		

SPA Östliche Deutsche Bucht

Het Duitse Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is voor 18 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.11).

Tabel 5.11 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht.

fuut	zwarte zee-eend	noordse stormvogel
jan-van-gent	roodkeelduiker	parelduiker
drieteenmeeuw	kokmeeuw	dwergmeeuw
stormmeeuw	kleine mantelmeeuw	zilvermeeuw
grote mantelmeeuw	visdief	noordse stern
grote stern	alk	zeekoet

Sydlike Nordsø

Het Deense Natura 2000-gebied Sydlike Nordsø is voor 10 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.12).

Tabel 5.12 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Sydlike Nordsø

eider	zwarte zee-eend	parelduiker
roodkeelduiker	grote jager	dwergmeeuw
jan-van-gent	alk	zeekoet
kleine alk		

Greater Wash

Het Britse Natura 2000-gebied Greater Wash is voor 3 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.13).

Tabel 5.13 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Greater Wash. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

roodkeelduiker	zwarte zee-eend	dwergmeeuw
----------------	-----------------	------------

Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex

Het Britse Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex is voor 16 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.14).

Tabel 5.14 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

alk	brilduiker	ijseend
roodkeelduiker	zilvermeeuw	stormmeeuw
dwergmeeuw	kokmeeuw	grote zee-eend
zwarte zee-eend	middelste zaagbek	kuifaalscholver
kuifduiker	drieteenmeeuw	eider
zeekoet		

5.2 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren die voorkomen binnen Natura 2000-gebieden (soorten van appendix I van de Habitatrichtlijn) en die kunnen voorkomen binnen de invloedssfeer van een windpark in IJmuiden Ver zijn bruinvis en gewone en grijze zeehond (zie paragraaf 4.5.2). De nu volgende paragrafen behandelen de hoofdlijnen uit bijlage 6 van het MER, voor zover die van belang zijn voor het begrip van effecten op populaties van deze soorten.

Tabel 5.15 geeft een overzicht van de relevante Natura 2000-gebieden waar deze soorten voorkomen, inclusief de instandhoudingsdoelstellingen per soort per gebied.

Voor de gewone zeehond zijn in de aanwijzingsbesluiten van de Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde & Saefthinghe en Borkum Riffgrund concrete instandhoudingsdoelstellingen opgenomen, namelijk een verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (toename rustige plaatsen) voor een regionale populatie van 200 exemplaren (en 251 tot 500 exemplaren voor Borkum Riffgrund). Voor de andere twee gebieden geldt een behoudsdoelstelling. Voor de grijze zeehond zijn in de Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan instandhoudingsdoelstellingen vastgesteld. In alle gevallen gaat het om een behoudsdoelstelling voor omvang en kwaliteit van het leefgebied.

De bruinvis heeft een gunstige staat van instandhouding in Nederland (Kamerbrief 16 november 2021 – 29615 nr. 196). De gunstige staat van instandhouding is gedefinieerd als: “Terugkeer van een zich voortplantende populatie bruinvissen langs de hele Nederlandse kust, inclusief het Deltagebied is nodig voor een gunstige staat van instandhouding. Beperking van de sterfte in vissersnetten is van belang.” In de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan is als instandhoudingsdoel aangegeven: ‘behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud van populatie’. Voor Borkum Riffgrund is er een instandhoudingsdoelstelling geformuleerd van 51 tot 100 individuen. In 2014 zijn al 320 bruinvissen geteld (Royal HaskoningDHV, 2020)⁴.

Tabel 5.15 Zeezoogdieren en Natura 2000-gebieden met bijbehorende instandhoudingsdoelen en de staat van instandhouding waar in het kader van deze PB rekening mee gehouden wordt.

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Staat van instandhouding
Bruinvis	Noordzeekustzone	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gunstig
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gunstig
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (51 - 100 soorten)	Matig ongunstig (data 2013)
Gewone zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	Gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gunstig

⁴ Royal HaskoningDHV, 2020. Natuurtoets Gaswinning N05-A. Royal Haskoning DHV, rapport BG6396IBRP2010081149

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Staat van instandhouding
	Voordelta	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied
	Oosterschelde	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Westerschelde & Saefinghe	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (251 - 500 soorten)	Gunstig (data 2013)
Grijze zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Matig ongunstig op leefgebied
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Matig ongunstig op leefgebied
	Voordelta	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Matig ongunstig op leefgebied
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (11 - 50 soorten)	Gunstig (data 2013)

5.2.1 Bruinvis

Habitat

Van de walvisachtigen (Cetacea) is de bruinvis (*Phocoena phocoena*) de enige soort die met grote regelmaat in de Nederlandse kustwateren wordt gesignaleerd. De bruinvis is vooral een soort van het relatief ondiepe water van kustzeeën (zoals het NCP) en estuaria, maar wordt ook wel verder van de kust aangetroffen en tot op diepten van meer dan 200 meter (Goodson 1996, Read 1997). Ze zijn het talrijkst in relatief ondiepe kustwateren en zij foerageren vaak op de zeebodem. Ze eten verschillende soorten pelagische en demersale vis, maar ook inktvis, schaaldieren en borstelwormen (Camphuysen &

Siemensma, 2011). De bruinvis leeft incidenteel in groepen van meer dan 100 dieren, maar meestal in losse verbanden. Onderzoek (Jansen, 2013) heeft uitgewezen dat verreweg het grootste aandeel van het dieet van bruinvissen uit pelagische en schoolvormende vissoorten bestaat.

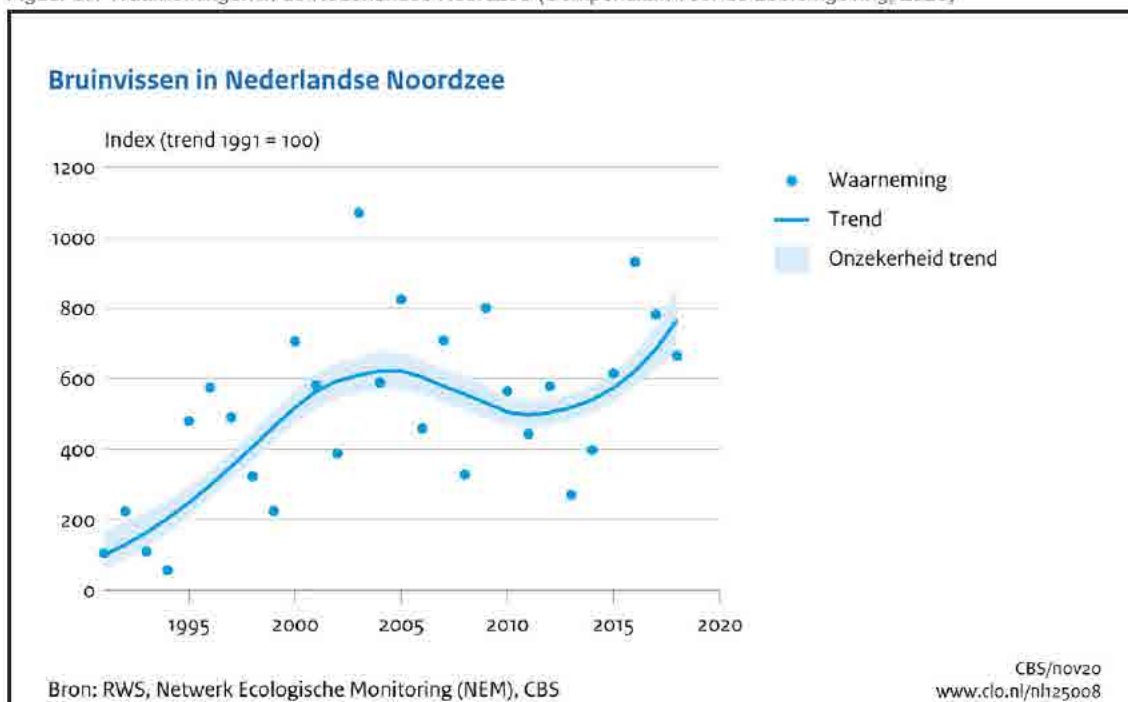
Verspreiding en aantallen

In de eerste helft van de vorige eeuw was de bruinvis algemeen voorkomend in de Nederlandse kustzone, vanaf ongeveer 1940 werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt de bruinvis zich weer vrij algemeen voor onze kust op. Vermoed wordt dat bij deze verschuiving (en dus geen absolute toename) voedselgebrek in het noordelijke deel van de Noordzee een rol speelt. Latere studies laten deze toename nog duidelijker zien (Camphuysen 2004, Leopold & Camphuysen 2006 en deze toename wordt ook bevestigd door de waarnemingen van Geelhoed et al. (2010-2019)).

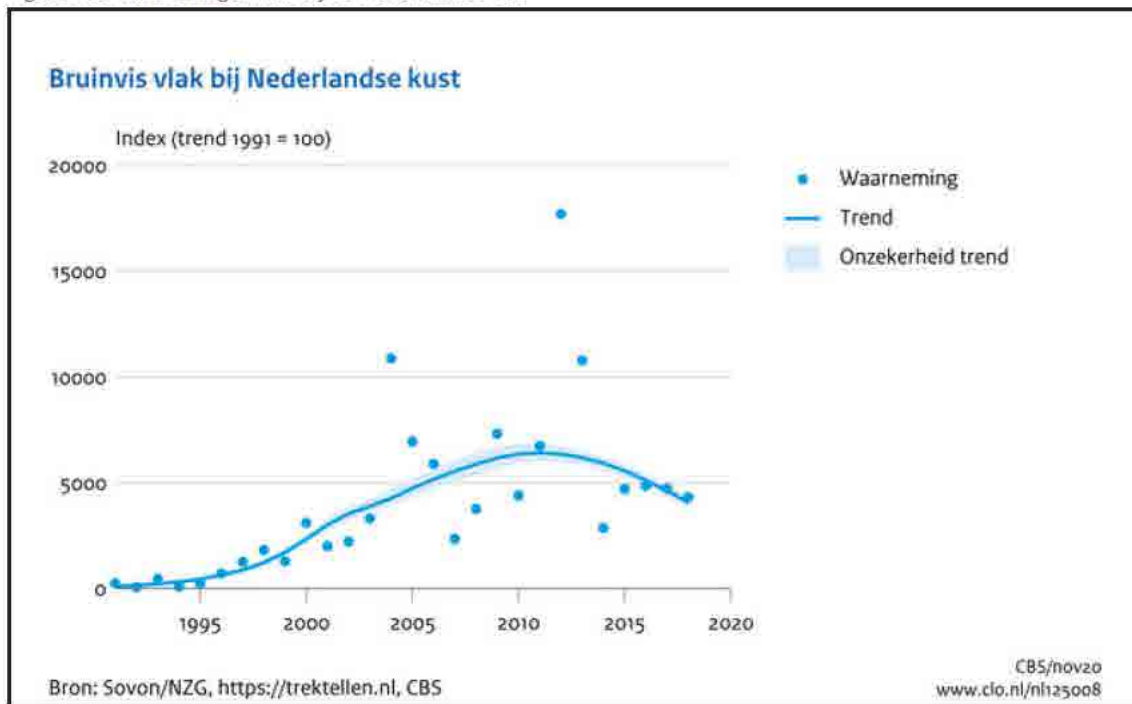
Bruinvissen zijn lastig te tellen op zee. Gegevens over aantallen en verspreiding op grotere schaal zijn vrij beperkt. Op Europees niveau zijn drie tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). Deze surveys resulteren in populatieschattingen van bruinvissen in het deelgebied de Noordzee van 289.000, 355.000 en 345.000 voor respectievelijk SCANS-I, SCANS-II en SCANS-III.

Vliegtuigtellingen van bruinvissen laten zien dat het aantal bruinvissen per observatie-uur per jaar in de Noordzee varieert (Figuur 5.1). Het aantal bruinvissen op het NCP nam tussen 1995 en 2004 sterk toe. Na 2004 was er een licht dalende trend in het aantal waarnemingen. Sinds 2010 lijkt het aantal bruinvissen in de Noordzee weer te stijgen. Tellingen langs de Nederlandse kust laten een consistent beeld zien (Figuur 5.2). Sinds 1995 is er een duidelijke stijgende trend tot ongeveer 2010. Behalve een flinke piek in het aantal waarnemingen in 2012 en 2013 blijft het aantal waarnemingen langs de kust sindsdien redelijk stabiel.

Figuur 5.1 Waarnemingen in de Nederlandse Noordzee (Compendium voor de Leefomgeving, 2020)



Figuur 5.2 Waarnemingen vlak bij de Nederlandse kust

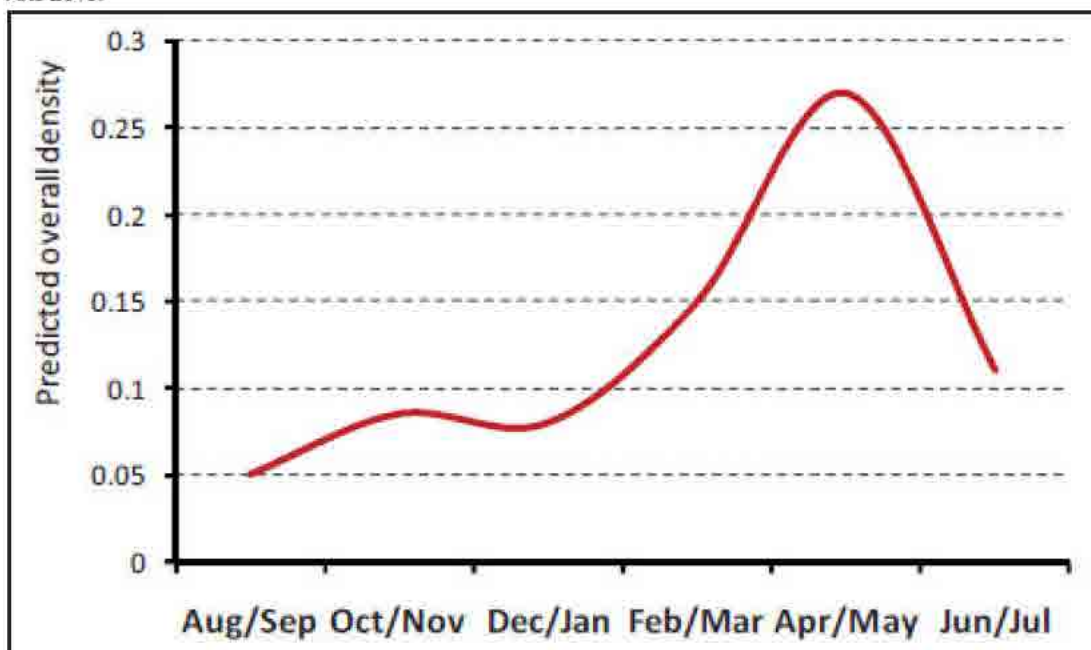


Seizoensvariatie

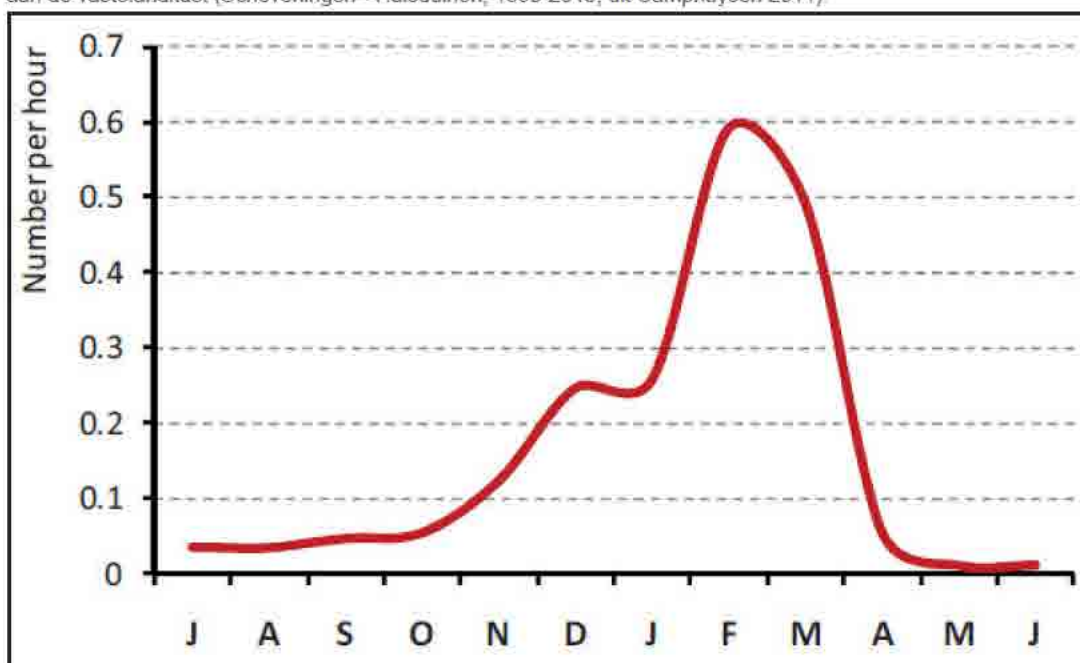
Bruinvissen worden het hele jaar door waargenomen vanaf zeetrekposten langs de kust, maar met duidelijke verschillen tussen maanden. In mei en juni worden ze het minst waargenomen. Van juli-november neemt het aantal waarnemingen toe en de meeste waarnemingen worden gedaan in februari en maart. In april nemen de waarnemingen sterk af (Camphuysen, 2011).

Figuur 5.3 geeft de seizoenspatronen in het voorkomen van bruinvissen weer die gevonden zijn tijdens zeevogelstudies in de periode 1990-2010 (Camphuysen C.J. & M.L. Siemensma, 2011). Figuur 5.4 geeft de fluctuaties over de seizoenen weer uitgedrukt in waargenomen dieren per uur observatie vanaf de kust (gebied Scheveningen – Huisduinen, periode 1990-2010).

Figuur 5.3 Seizoenspatroon in aanwezigheid Bruinvissen tijdens zeevogelonderzoeken, 1990-2010; herschreven uit Arts 2010.



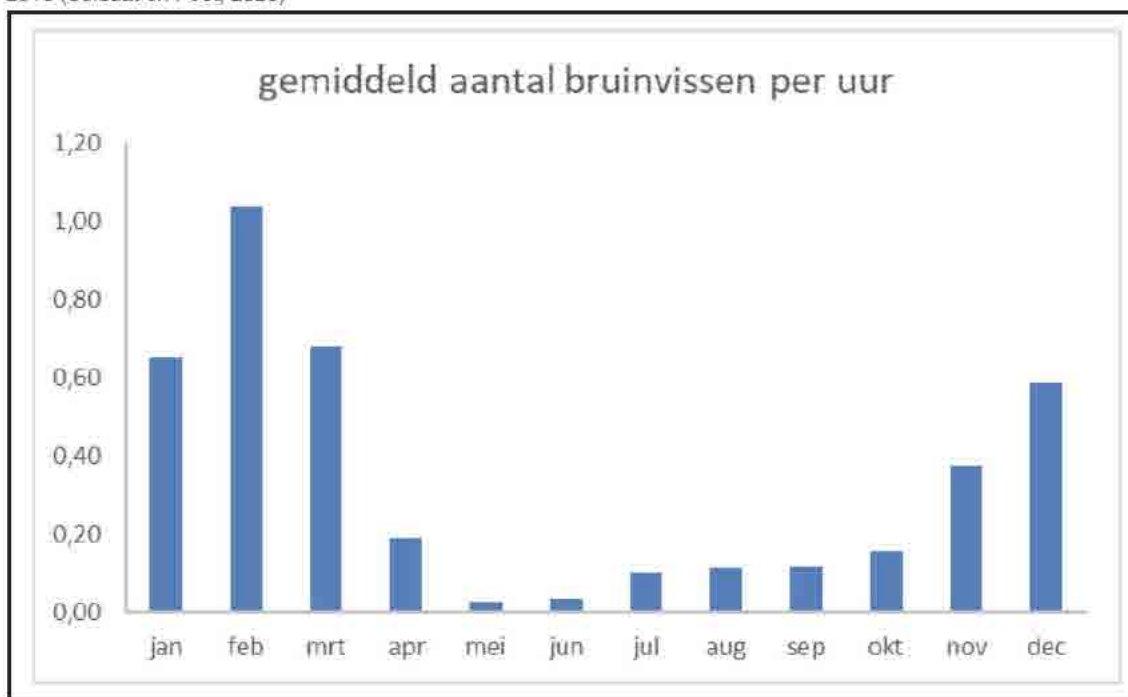
Figuur 5.4 Seizoenspatroon in aantallen bruinvissen per uur observatie tijdens seawatching (n / h), alleen observatoria aan de vastelandkust (Scheveningen – Huisduinen, 1990-2010; uit Camphuysen 2011)



Het seizoenspatroon dat in de tellingen vanuit vliegtuigen is waargenomen, wijkt wat af van die langs de kust. Bij de vliegtuigtellingen (Figuur 5.3

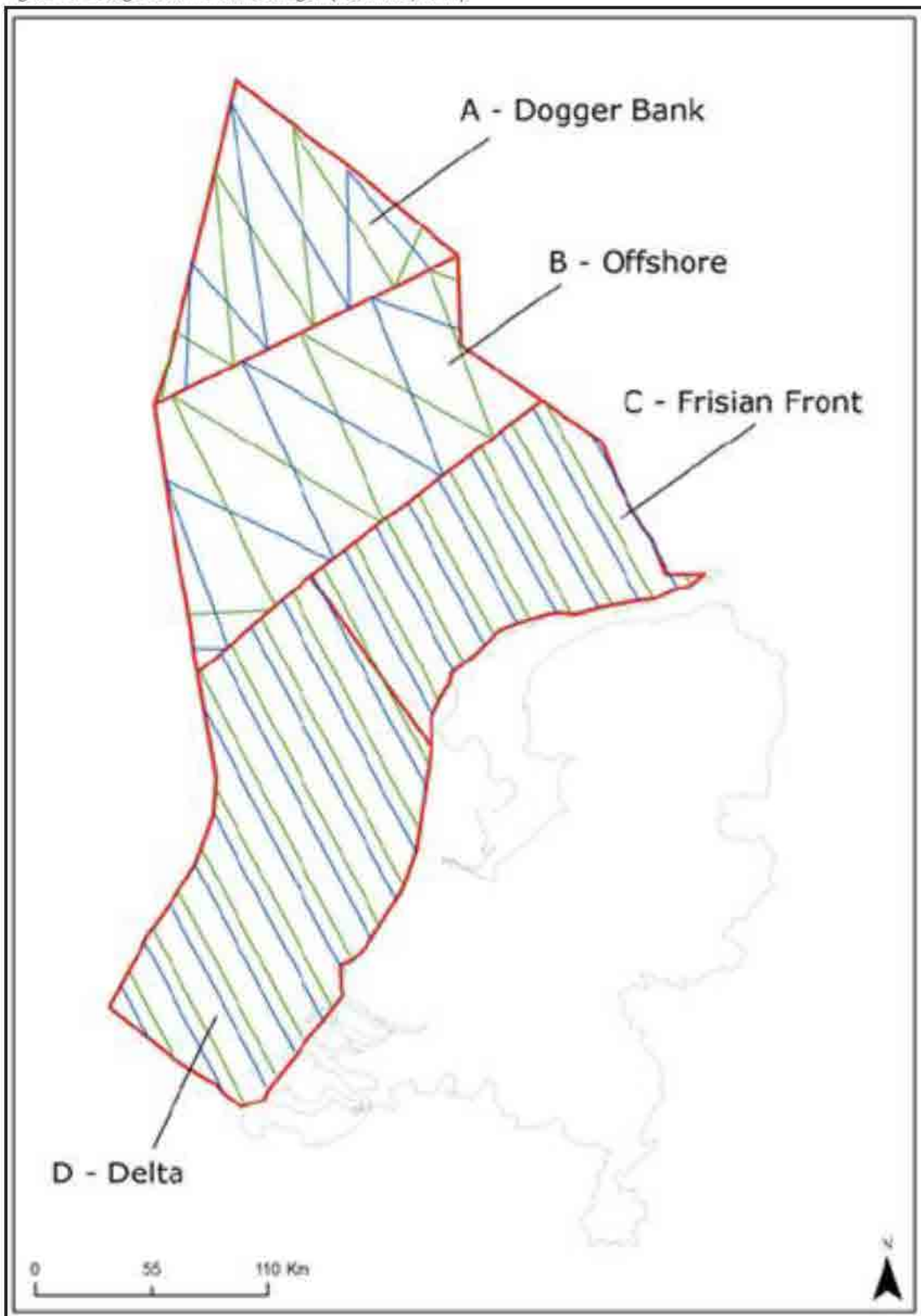
Figuur 5.3) zijn het hele jaar door bruinvissen waargenomen, met lage dichtheden in herfst en winter (aug/sept tot dec/jan), een toename in februari/maart en een piek in de late lente (april/mei). In een in 2020 verschenen rapport van Soldaat en Poot (2020), waarin verschillende bronnen van bruinvistellingen worden vergeleken, wordt deze tendens ook gevonden (Figuur 5.5).

Figuur 5.5 Seizoensverloop in het aantal waargenomen bruinvissen per uur tijdens zeetrekellingen in de periode 2000-2018 (Soldaat en Poot, 2020)



Tussen 2010 en 2019 zijn door Geelhoed et al. vliegtuigtellingen uitgevoerd om beter inzicht te krijgen in seizoensgebonden voorkomen van de verspreiding van bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee. Met deze tellingen zijn schattingen gemaakt van de gemiddelde dichtheid en totale aantallen bruinvissen in het Nederlands deel (Geelhoed et al., 2011 - 2019). Tabel 5.16 geeft een samenvatting van de geschatte dichtheden en aantallen in het deelgebied waar het plangebied binnenvaalt. Het deelgebied betreft gebied 'D', zoals weergegeven in Figuur 5.6. Daarnaast zijn in de tabel ook de gemiddelden voor het hele NCP weergegeven.

Figuur 5.6 Deelgebieden Bruinvistellingen (Geelhoed, 2011).



Tabel 5.16 Schattingen dichtheid en aantallen bruinvissen, binnen deelgebied D (waar het plangebied binnen valt) en gemiddeld voor het NCP (informatie uit Geelhoed et al. 2011 en aangevuld met gegevens uit Geelhoed et al. 2015, 2017, 2018 en 2019)

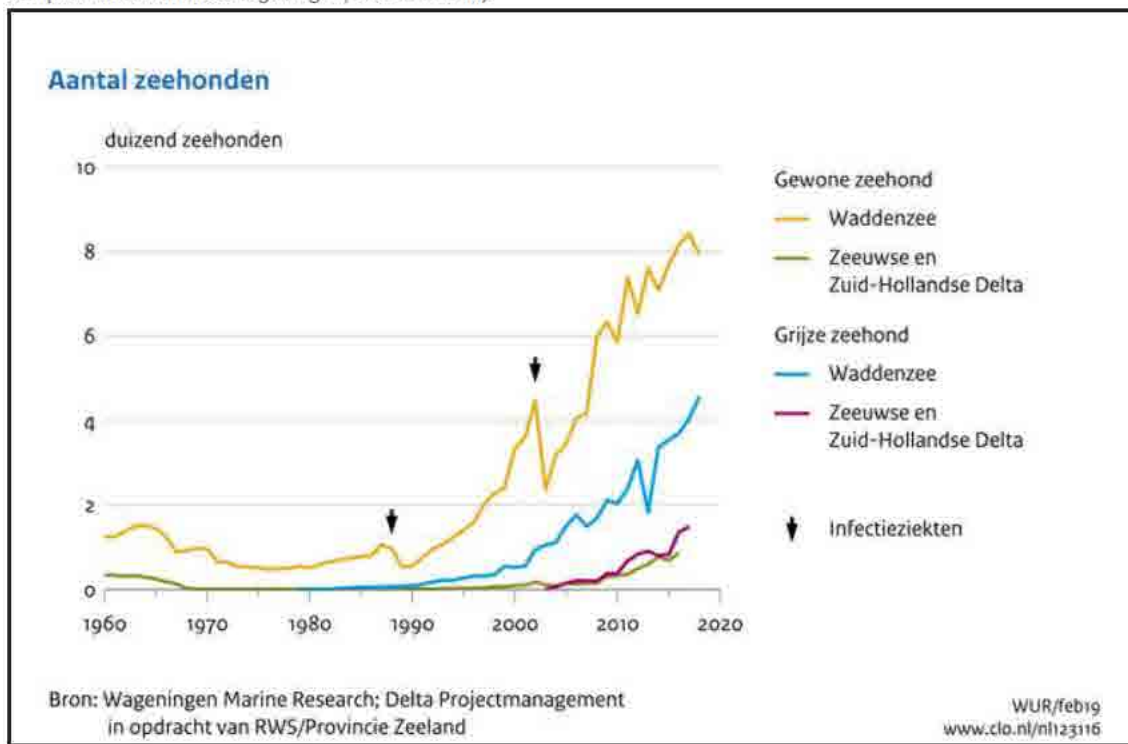
Periode	Dichtheid (aantal dieren/km ²) D (gebied incl. plangebied)	Dichtheid (aantal dieren/km ²) NCP	Aantal dieren D (plangebied)	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484	0,438	10.098	25.998
Okt/nov 2010	0,398	0,505	8304	29.963
Maart 2011	1,174	1,441	24.501	85.572
Maart 2012	1,42	1,12	29.696	66.685
Maart/apr 2013	1,32	1,07	27.602	63.408
Juli 2014	0,90	1,29	11.674	76.773
Juli 2015	0,56	0,70	11.674	41.299
Juli 2017	0,85	0,79	17.631	46.902
Juli 2018	0,54	1,07	11.176	63.514
Juli 2019	0,71	0,66	14.713	38.911

5.2.2 Zeehonden

In Nederlandse wateren komen twee soorten zeehonden voor, gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Zowel de gewone als de grijze zeehond worden genoemd in bijlage 2 en 4 van de Habitatrichtlijn.

Sinds de jaren 1980 zijn de aantallen van beide soorten in Nederlandse wateren exponentieel gegroeid, met uitzondering van de jaren 1988 en 2002 waarin een virusepidemie was uitgebroken. Figuur 5.7 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta.

Figuur 5.7 Aantallen zeehonden in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta gebaseerd op jaarlijkse tellingen van grijze en gewone zeehonden in de Waddenzee en in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta (Bron: compendiumvoordeleefomgeving.nl, februari 2019).



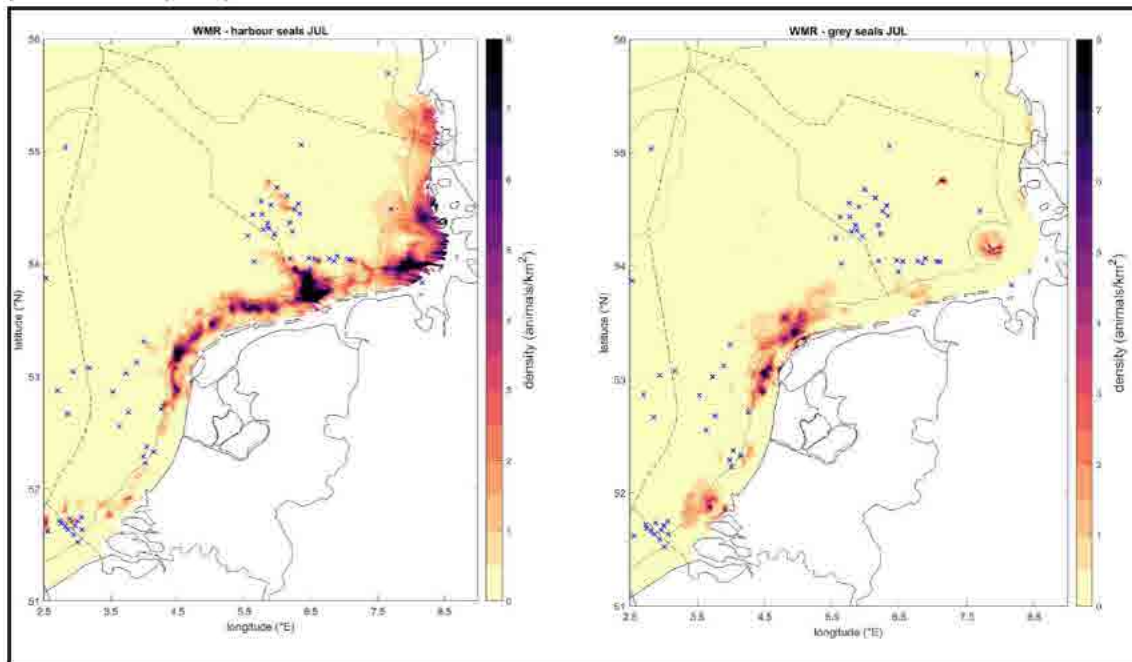
Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland, met een populatieomvang van respectievelijk ongeveer 8.000 en 4.500 dieren in 2019 (zie Figuur 5.7). Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. Sinds circa 1980 en 2000 worden in respectievelijk de Waddenzee en het Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta ook grijze zeehonden gezien.

Gewone zeehond

De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen. In de jaren '90 zijn er satellietzenders ontwikkeld die klein genoeg zijn om ook voor onderzoek naar de gewone zeehond te gebruiken. In Brasseur et al. (2004, 2017) is dit experiment beschreven. De zeehonden bleken zich niet te beperken tot de tientallen kilometers rondom hun ligplaats, maar bleken soms meer dan 200 kilometer de zee op te trekken en naar ligplaatsen te gaan die meer dan 300 kilometer verderop zijn.

Figuur 5.8 geeft een recentere versie van een model dat gebaseerd is op gebiedskenmerken en zenderdata (Aarts, 2021). Dit model geeft voor elke maand, met uitzondering van de maand augustus weer hoe de Nederlandse Gewone zeehonden over het NCP zijn verdeeld. Het NCP is daarbij opgedeeld in gridcellen van 200 x 200 meter, waarbij aan elke gridcel een waarde is toegekend voor het gemiddeld aantal zeehonden dat op enig moment in de betreffende maand in die gridcel aanwezig is.

Figuur 5.8 Schatting van de gemiddelde dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in juli (naar Aarts et al., 2021).



Vooral van december tot en met februari worden gewone zeehonden voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust gezien (Platteeuw et al., 1994). Het vermoeden bestaat dat de zeehond met name in koude winters de Waddenzee verwisselt voor de kustzone. De Hollandse kustwateren kunnen door zeehonden worden gebruikt als foerageergebied en/of migratieroute tussen de Waddenzee en de Voordelta. In de maanden dat ze jongen krijgen en verharen, zullen ze met name in de buurt van de rustplaatsen verblijven.

Grijze zeehond

Sinds 1980 is de grijze zeehond terug in de Nederlandse wateren (Reijnders et al., 1995, Brasseur et al., 2015). Eeuwenlang werd de soort zelden waargenomen in ons land. De eerste jaren waren er maar weinig individuen. In 1985 werden de eerste jongen geboren en sindsdien is het aantal sterk toegenomen. De groei is echter ook in belangrijke mate het gevolg van import uit de Britse eilanden waar naar schatting 150.000 dieren zijn (Brasseur et al., 2015, SCOS 2018). De toename van de grijze zeehond was eerst in het westelijk Waddengebied zichtbaar, daarna langzaam in het oostelijk Waddengebied. Ook in Duitsland heeft zich een groeiende kolonie gevestigd, hoewel in Nederland verreweg de meeste dieren worden geteld (Brasseur et al., 2020).

6 Effectanalyse

6.1 Vogels

Om te beoordelen in welke mate een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver effect heeft op vogelwaarden, is het nodig om te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken. Het MER en bijlage 4 geeft een nadere beschrijving hiervan. Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels en trekvogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold et al. 2015, Rijkswaterstaat 2015, Van der Wal et al. 2015, Rijkswaterstaat 2016) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi et al. 2018b, Van der Wal et al. 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek et al. 2022b).

Daarvoor zijn de volgende bronnen gebruikt:

- Gegevens die zijn verzameld in het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands), waarvoor de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren wordt geteld (o.a. Arts, 2013, Fijn et al. 2018) en diverse Europese tellingen die zijn samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) database (Tasker et al, 1984, Reid & Camphuysen 1998, Leopold et al, 2012);
- Data van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn et al. 2012, 2015a).
- Dichtheidskaarten voor de jan-van-gent op basis van Waggit et al. (2020)

Vervolgens is het stochastische Collision Risk Model (gebaseerd op het Band Model (Band et al, 2007 & 2012)) gebruikt om de te verwachten aantallen aanvaringsslachtoffers onder vogels te berekenen o.b.v. beschikbare telgegevens. Voor zeevogels is gewerkt met het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotorbestreken gebied, gewogen naar hoogte. Voor trekvogels is gewerkt met het Basic Band Model, omdat geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn voor trekvogels. In bijlage 4 van het MER is de theorie achter dit model nader toegelicht en zijn de verschillende rekenstappen verder behandeld.

Voor habitatverlies wordt de worst case-aanname gehanteerd om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury et al. 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Met deze aanname kan vervolgens de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend. Dit wordt gedaan op basis van de oppervlakte van de kavels en de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen die gecorrigeerd worden met de soortspecifieke macro- uitwijkingpercentages.

In Tabel 6.1 wordt een overzicht gegeven van de soorten die bescherming genieten in één of meer Natura 2000-gebieden die op zee, in de kustzone, in het intergetijdengebied, of op land liggen en die als niet-broedvogel of trekvogel te verwachten zijn in kavel I of kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. In de tabel is per soort ook het beoordelingskader opgenomen dat is gebruikt als maatstaf voor de (cumulatieve) effectbeoordeling. Deze beoordelingskaders komen per soort overeen met de meest recent ontwikkelde kaders uit de KEC-studies. Zo zijn voor de meest risicovolle zeevogelsoorten in het KEC 4.0 Acceptable Level of Impact-normen (ALI-normen) ontwikkeld (cf. Potiek et al. 2022a, zie verder uitleg in paragraaf 6.1.1). Voor enkele andere soorten is in het KEC 1.0 een beoordelingskader ontwikkeld aan de hand van de Potential Biological Removal (PBR) (Rijkswaterstaat, 2015, zie verder uitleg in paragraaf 6.1.3). Ook

zijn een groot aantal landvogelsoorten in de KEC-studies niet uitgewerkt. Voor deze soorten is een orde-grootteschatting van de PBR gemaakt op basis van vergelijkbare soorten en populatiegroottes. Voor alle soorten geldt dat de 1%-mortaliteitsnorm wordt gebruikt als eerste 'zeef'. Pas als deze norm wordt overschreden dan worden de effecten op de populatie verder beoordeeld aan de hand van de ALI-norm of PBR.

Binnen het traject voor de beoordeling van effecten van windparken in kavels in windenergiegebied IJmuiden Ver wordt als leidraad aangehouden dat het "... te ver zou voeren om de (gecumuleerde) effecten van de berekende extra sterfte aan aanvaringslachtoffers onder soorten door te gaan berekenen op elk van de Natura 2000-gebieden en hun (kwantitatieve) doelstellingen", en wordt de suggestie gedaan om uitsluitend "... in die gevallen dat de (gecumuleerd) berekende sterfte op NW-Europese (of Nederlandse) schaal aan gaat tikken, een naar rato doorberekening naar elk van de Natura 2000-gebieden waarvoor de betreffende soort is aangewezen op zijn plaats is." (zie Kader Ecologie en Cumulatie – Rijkswaterstaat, 2015). Conform deze aanpak zijn de meest recente bepalingen in het Kader Ecologie en Cumulatie 4.0 (Potiek et al. 2022b) over cumulatieve aantallen vogelslachtoffers in de huidige en toekomstige offshore windparken ook getoetst aan doelstellingen van Natura 2000-gebieden (Gyimesi et al. 2021). Hieruit bleek dat voor de scenario's waar windenergiegebied IJmuiden Ver onder valt uitsluitend voor de zilvermeeuw en de jan-van-gent significante effecten niet uit te sluiten zijn. Deze resultaten worden in voorliggend hoofdstuk nader besproken.

6.1.1 Niet-broedvogels

In dit hoofdstuk wordt onderbouwing gegeven aan de stelling dat effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel I of kavel II, niet zijn uit te sluiten maar significante effecten zijn wel uit te sluiten.

In Tabel 6.1 wordt een overzicht gegeven van de soorten die bescherming genieten in één of meer Nederlandse Natura 2000-gebieden die op zee, in de kustzone, in het intergetijdengebied, of op land liggen en die als niet-broedvogel of trekvogel te verwachten zijn in kavel I of kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zie Tabel 6.1 voor een overzicht van de maximale sterfte als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel I en II onder zeevogels, kustvogels en landvogels die in Nederland bescherming genieten via de Wnb als niet-broedvogel.

Tabel 6.1 Maximale sterfte als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel I en kavel II onder soorten zeevogels, kustvogels en landvogels die in Nederland bescherming genieten via de Wnb als niet-broedvogel. Gevoeligheid voor habitatverlies is gebaseerd op Dierschke et al. (2016), waarbij 0/1 impliceert geen duidelijke effecten of tegenstrijdige uitkomsten van verschillende studies. Ook is het beoordelingskader aangegeven: zijn de cumulatieve effecten door middel van een Acceptable Level of Impact (ALI) beoordeling uitgevoerd (ALI IJVer = achtergrondrapportage IJmuiden Ver (bijlage 4 MER) of aanvullende analyse Jan-van-gent (bijlage 5 MER); ALI KEC 4 = Potiek et al. 2022b, Gyimesi et al. 2021) of door een Potential Biological Removal (PBR) beoordeling in het KEC (Rijkswaterstaat 2015) of worden aantallen genoemd waaraan is getoetst (bijv. 100'en of 1.000'en). Ook zijn een groot aantal landvogelsoorten in de KEC documenten niet uitgewerkt. Voor deze soorten is een ordegrootteschatting van de PBR gemaakt op basis van vergelijkbare soorten en populatiegroottes.

	Maximale sterfte als gevolg van:		Maximale sterfte als gevolg van:		Gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	Beoordeling skader	Significant?
	Kavel I		Kavel II				
Zee- en kustvogels	Aanvaringen	Habitatverlies	Aanvaringen	Habitatverlies			
Eider	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Zwarte zee-eend	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Grote zee-eend	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Fuut	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Roodkeelduiker	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Parelduiker	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Aalscholver	0	0	0	0	0	n.v.t.	n.v.t.
Kokmeeuw	0	0	0	0	0/1	n.v.t.	n.v.t.
Stormmeeuw	0	0	0	0	0/1	n.v.t.	n.v.t.
Zilvermeeuw	9	1	5	1	0/1	ALI IJVer	Nee
Kleine mantelmeeuw	5	2	4	1	0/1	ALI IJVer	Nee
Grote mantelmeeuw	17	1	13	1	0/1	ALI IJVer	Nee
Drieteenmeeuw	9	4	8	4	0/1	ALI IJVer	Nee
Dwergmeeuw	3	2	2	1	0/1	ALI IJVer	Nee
Grote stern	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Visdief	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Noordse stern	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Dwergstern	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Zeekoet	0	15	0	15	1	ALI KEC 4	Nee
Alk*	0	5	0	5	1	ALI KEC 4	Nee

Grote jager	0	0	0	0	0	n.v.t.	n.v.t.
Noordse stormvogel	0	3	0	4	1	ALI KEC 4	Nee
Jan-van-gent	7	1	7	1	1	ALI IJVer	Nee
Landvogels							
Knobbelzwaan [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Wilde zwaan [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Kleine zwaan	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Grauwe gans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kolgans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Brandgans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Rotgans	8	n.v.t.	8	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Kleine rietgans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Rietgans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Smient [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Krakeend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Wilde eend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	10.000'en	Nee
Wintertaling [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Zomertaling [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Bergeend	16	n.v.t.	16	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Slobeend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Pijlstaart [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Tafeleend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kuifeend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Topper [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Brielduiker [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Middelste zaagbek [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Grote zaagbek [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Nonnetje [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Dodaars [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Roodhalsfuut [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Geoorde fuut [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Kuifduker [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Lepelaar [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Blauwe reiger [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Zwarte stern	2	n.v.t.	2	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Lachstern [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Slechtvaak [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Scholekster [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kluut [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kievit [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Goudplevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Zilverplevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Bontbekplevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Strandplevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Kleine plevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Grutto [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Rosse grutto	26	n.v.t.	26	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Wulp	23	n.v.t.	23	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Regenwulp [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Zwarte ruiter [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Tureluur [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Groenpootruiter [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kemphaan [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Steenloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Paarse strandloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Drieteenstrandloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Krombekstrandloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Bonte strandloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Kanoet	44	n.v.t.	44	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Watersnip [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Strandleeuwerik [#]	1.162	n.v.t.	1.162	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Oeverpieper [#]	1.162	n.v.t.	1.162	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Gele kwkstaart [#]	1.162	n.v.t.	1.162	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Sneeuwgors [#]	1.162	n.v.t.	1.162	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee

Voor soorten waarvoor op individueel niveau geen aantallen slachtoffers kunnen worden berekend (ganzen & zwanen, eenden (exclusief zwarte- en grote zee-eend en eider), fuutachtigen (exclusief fuut), reigerachtigen, roofvogels en uilen, sterns (exclusief visdief, noordse stern, grote stern en dwergstern), steltlopers en zangvogels, is als worst case scenario de volledige sterfte van een groep aan die soort toegekend.

Uit Tabel 6.1 blijkt dat voor Kavel I en II in de categorie 'zee- en kustvogels' slachtoffers vallen onder zilvertmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen, drieteenmeeuwen, dwergmeeuwen, jan-van-genten (alle zowel door aanvaringen als habitatverlies), zeekoeten en alken (beide enkel door habitatverlies). Om de worst-case situatie te waarborgen en om consistentie tussen het MER en PB te behouden, tellen we ook de slachtoffers door habitatverlies mee. Onder de zee- en kustvogels zijn enkel voor de zwarte zee-eend (51.900 vogels in de Noordzeekustzone), fuut (310 in Waddenzee), eider (26.200 en 90.000-115.000 in respectievelijk Noordzeekustzone en Waddenzee) en aalscholver (610 en 4.200 in respectievelijk Duinen Vlieland en Waddenzee) kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd voor de gebieden waarbinnen ze zijn aangewezen. Onder deze vier soorten worden echter geen slachtoffers verwacht in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver en daarmee kunnen significante effecten in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone, Waddenzee en Duinen Vlieland uitgesloten worden.

Voor de overige soorten 'zee- en kustvogels' zijn in het KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) en in de achtergrondrapportage van de Passende Beoordeling daarvan (Gyimesi et al. 2021) de cumulatieve aantallen slachtoffers in de zuidelijke Noordzee getoetst aan de ALI-norm (cf. Potiek et al. 2022a). ALI staat voor soortspecifieke Acceptable Level of Impact (Potiek et al. 2022a). Deze soortspecifieke ALIs zijn in de vorm van: De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Onder deze soorten werd alleen bij de jan-van-gent en de zilvertmeeuw een overschrijding van de ALI-normen gevonden (Potiek et al. 2022b). Hoewel deze ALI-normen oorspronkelijk niet zijn ontworpen voor toetsing op het niveau van de gebiedsbescherming, dus voor populaties van Natura 2000-gebieden, zijn de uitkomsten van de KEC 4.0 studie wel gebruikt in de huidige beoordeling voor vogelsoorten waaronder aanvaringslachtoffers vallen. Dit is gedaan vanwege de onduidelijkheid over de binding van zeevogels buiten het broedseizoen met specifieke gebieden op zee. Wegens deze kennisleemte wordt momenteel de aanname gedaan dat buiten het broedseizoen deze vogels zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee. Met andere woorden, kunnen alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik maken van alle Natura 2000-gebieden, wat ook betekent dat individuen ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van aanvaringen. Dit houdt ook in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en de effecten die op populatieniveau optreden verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populaties van Natura 2000-gebieden. Volgens deze werkwijze worden ook de resultaten van de huidige beoordeling van de cumulatieve effecten van kavels I en II van IJmuiden Ver op de zilvertmeeuw en jan-van-gent (bijlage 4 van het MER en bijlage 5 van het MER specifiek voor de jan-van-gent) gebruikt. Deze uitkomsten laten zien dat bij deze soorten geen overschrijding van de ALI-drempelwaarde optreedt, en daarom zijn significant negatieve effecten ook op Natura 2000-gebieden uit te sluiten (Tabel 6.1). Ook toetsing aan de nieuwe ALI-normen (hetgeen in bijlage 11 van het MER is opgenomen) leidt voor deze soorten tot eenzelfde conclusie.

De toetsing aan de nieuwe ALI-normen (zie bijlage 11) leidt voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027) wel tot overschrijding. Zoals hierboven beschreven, is de ALI-methodiek primair bedoeld voor toetsing van het cumulatieve aantal slachtoffers in offshore windparken op het niveau van de soortenbescherming en niet op het niveau van gebiedsbescherming. In het geval van de alk en de zeekoet gaat het om slachtoffers als gevolg van habitatverlies; vanwege hun zeer lage vlieghoogte lopen deze soorten geen risico op aanvaringen. In het geval van slachtoffers als gevolg van habitatverlies wordt rekening gehouden met vermijding van offshore gebieden waar een windpark ontwikkeld wordt. Hierdoor gaat een stuk habitat verloren, waardoor vogels

in potentie in minder geschikt habitat terechtkomen, of ontstaat in de resterende habitat verhoogde competitie. Deze effecten kunnen leiden tot sterfte. Echter omdat windparken niet in Natura 2000-gebieden ontwikkeld worden, gaat voor populaties binnen Natura 2000-gebieden ook geen habitat verloren. Bovendien speelt externe werking in het geval van habitatverlies ook niet. Als individuen uit een Natura 2000-gebied in de buurt van een windpark komen, kunnen ze altijd veilig naar het beschermd natuurgebied terugkeren. Daarom kan ook gesteld worden dat de uitkomsten van de ALI-toetsing in het KEC 4.0 niet in het algemeen gebruikt kunnen worden voor de beoordeling van de effecten op Natura 2000-gebieden als het gaat om effecten als gevolg van habitatverlies. Deze beoordeling wordt daarom afzonderlijk voor elk Natura 2000-gebied gedaan en volgt in paragraaf 6.3.

Landvogels die als niet-broedvogel beschermd zijn in Natura 2000-gebieden kunnen kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitsluitend tijdens hun seizoenstrek bereiken en worden apart in 6.1.3 besproken.

6.1.2 Broedvogels (kolonievogels)

IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste aangewezen broedvogels uit Natura 2000-gebieden. Daarom worden uitsluitend de effecten die de voorgenomen activiteit heeft, getoetst op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee.

De slachtofferaantallen van kleine mantelmeeuwen uit de bovengenoemde Natura 2000-gebieden zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen (zie bijlage 4 van het MER voor een gedetailleerdere beschrijving). Daarnaast is als worst case-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012). De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door aanvaringen en habitatverlies (zie paragraaf 8.2.3 van bijlage 4 van het MER). Dit geldt voor zowel kavel I als kavel II. De kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen Texel ondervindt procentueel de meeste slachtoffers, maar zelfs voor deze kolonie ligt de maximale additionele sterfte op 0,06% van de natuurlijke mortaliteit voor kavel I en 0,05% voor kavel II. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Significant negatieve effecten ten gevolge van kavel I en/of II op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee zijn daarom uit te sluiten.

6.1.3 Trekvogels

In hoofdstuk 4 van voorliggende PB is gesteld dat:

“Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel I en II vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.”

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

Uit paragraaf 6.1.1 blijkt dat significante effecten op trekkende zee- en kustvogels die het NCP als overwinteringsgebied gebruiken of er uitsluitend doorheen trekken, zijn uit te sluiten. De overige trekvogels bevinden zich allemaal in de categorie ‘landvogels’. Onder de soorten ‘landvogels’ waarvoor omliggende Natura-2000 gebieden als niet-broedvogels aangewezen zijn, vallen mogelijk slachtoffers onder knobbelzwaan, wilde zwaan, grauwe gans, kolgans, brandgans en (kleine) rietgans (18 in totaal voor zowel kavel I als II voor alle ganzen en zwanen door aanvaringen), smient, krakeend, wilde eend, wintertaling, zomertaling, slobbeend, pijlstaart, tafeleend, kuifeend, topper, brilduiker, middelste zaagbek, grote zaagbek en nonnetje (1 in totaal voor zowel kavel I als II voor alle eenden door aanvaringen), slechtvalk (1 in totaal voor zowel kavel I als II voor alle roofvogels en uilen door aanvaringen), scholekster, kluut, Kievit, goudplevier, zilverplevier, bontbekplevier, strandplevier, kleine plevier, grutto, regenwulp, zwarte ruit, tureluur, groenpootruiter, kempfaan, steenloper, paarse strandloper, drieteenstrandloper, krombekstrandloper, bonte strandloper en watersnip (4 in totaal voor zowel kavel I als II voor alle steltlopers door aanvaringen) en strandleeuwrik, oeverpieper, gele kwikstaart, frater en sneeuwgorst (1.162 in totaal per kavel voor zowel kavel I als II voor alle zangvogels door aanvaringen).

De genoemde aantallen slachtoffers zullen niet alleen onder deze soorten vallen, maar ook onder alle andere trekvogelsoorten die op hun jaarlijkse seizoenstrek het gebied kunnen passeren. Hieronder vallen ook soorten met (zeer) grote populatiegroottes. Door de grote populatiegroottes van bijna alle trekvogelsoorten, de bijhorende hoge Potential Biological Removal (PBR)-normen en de instandhoudingsdoelstellingen in de Natura 2000-gebieden zijn de aantallen slachtoffers in verhouding (relatief) klein. De PBR is een referentiepunt in de beoordeling, waarbij op basis van de populatieomvang van de soort in kwestie, status van de populatie en herstelcapaciteit, berekend wordt hoeveel slachtoffers de populatie jaarlijks kan incasseren zonder in gevaar te komen (zie Kader Ecologie en Cumulatie 1.0). In het Kader Ecologie en Cumulatie 1.0 is voor al deze trekvogelsoorten het cumulatieve aantal slachtoffers beoordeeld in alle windparken die in de periode van de Routekaart 2023 ontwikkeld zullen worden (Rijkswaterstaat 2015). Hieruit bleek dat voor de meeste trekvogelsoorten de cumulatieve sterfte onder 10% van de PBR zou blijven. Gezien de relatief lage slachtofferaantallen onder deze soorten is met zekerheid te stellen dat het toevoegen van sterfte in windenergiegebied IJmuiden Ver aan de cumulatiescenario's nooit tot significante effecten zal leiden, vooral omdat dit windenergiegebied nog verder van de kust ligt dan windparken van de Routekaart 2023, en daarmee vermoedelijk nog lagere fluxen van landvogels het gebied zullen doorkruisen. Een uitzondering hierop vormen de soorten kleine zwaan, drieteenstrandloper, kanoet, wulp, zwarte stern en spreeuw. Voor deze soorten bedroegen de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor deze soorten in de recente KEC 4.0 studie populatiemodellen ontwikkeld, op basis waarvan kon berekend worden dat significant negatieve effecten voor windparken in cumulatie met IJmuiden Ver uitgesloten kunnen worden. Op basis hiervan kan geconcludeerd worden dat voor trekkende landvogels geen significant effect zal optreden binnen de kaders van de Wnb en significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

Als voorbeeld lichten we de zangvogelsoort sneeuwgorst toe, waarvoor door de beperkte en op de lange termijn afnemende populatie in Nederland een lage PBR-waarde geldt. Onder alle zangvogels is een hoog

aantal voorspeld, namelijk 1.162 slachtoffers per kavel voor zowel kavel I als II. Indien al deze zangvogel slachtoffers onder de sneeuwgorzen zouden vallen, dan zou de PBR van deze soort overschreden worden. Echter, uit de beoordeling van de effecten op beschermde vogelsoorten (Soortenbijlage MER IJmuiden Ver) blijkt dat dit aantal slachtoffers verdeeld over minstens 60 verschillende zangvogelsoorten (soorten waarvan jaarlijkse slachtoffers niet uit te sluiten zijn; er zullen potentieel nog meer soorten langs kunnen vliegen) te verwachten is.

De totale populatiegrootte van al deze soorten bedraagt vele miljoenen vogels (> 50 miljoen o.b.v. Soortenbijlage MER IJmuiden Ver), en ook de verwachte flux van zangvogels in IJmuiden Ver (ca. 120.000 individuen in zowel kavel I als II) zal gedomineerd worden door deze soorten. Verwacht wordt dat de fractie sneeuwgorzen van deze flux aan zangvogels verhoudingsgewijs met de populatiegroottes van de andere zangvogelsoorten zal verlopen. Zo zal de potentiële flux van sneeuwgorzen laag zijn: op basis van populatiegroottes 0,18% van de totale flux, oftewel ca. 200 individuen in beide kavels. Het verwachte aantal slachtoffers bij een dergelijke flux is maximaal 3 individuen in zowel kavel I als II, wat onder de PBR van enkele tientallen individuen van de soort zou liggen. Bovendien zullen deze individuen en slachtoffers ook niet allemaal van Natura 2000-gebieden afkomstig zijn.

Dit alles rechtvaardigt de uitspraak dat significante effecten op sneeuwgorzen als gevolg van een windpark in kavel I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn uit te sluiten. Door de beperkte en op de lange termijn afnemende populatie in Nederland geldt voor deze soort een lage PBR-waarde. Gezien de bovenstaande exercitie (lage voorspelde slachtofferaantallen in combinatie met een groot aantal soorten) zou ook voor andere trekkende landvogelsoorten met een relatief ongunstige populatiestatus bovenstaande conclusie gelden. De meeste overige trekkende landvogelsoorten hebben een betere populatiestatus en daarom zullen de effecten relatief nog lager uitvallen. In combinatie met de resultaten van de verschillende KEC studies kan geconcludeerd worden dat significant negatieve effecten op trekkende landvogels zijn uit te sluiten.

6.2 Zeezoogdieren

De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die in het plangebied voorkomen zijn bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond (zie paragraaf 4.4). In de effectanalyse wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

6.2.1 Inleiding en effectbepaling

Geluid, trillingen en fysieke aantasting

Ten behoeve van de effectbeoordeling is berekend hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een – fysiologisch – effect op het gehoor waardoor de dieren door een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, oftewel de ‘optelsom’ van meerdere geluidspulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat effecten op het gedrag maatgevend zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. Bovendien treedt, mits PTS wordt voorkomen door het toepassen van mitigatie, bij alle mogelijk beïnvloede dieren volledig herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien). Een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel heeft voor zeehonden en bruinvissen geen negatieve invloed op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans (zie verder het achtergronddocument van HWE).

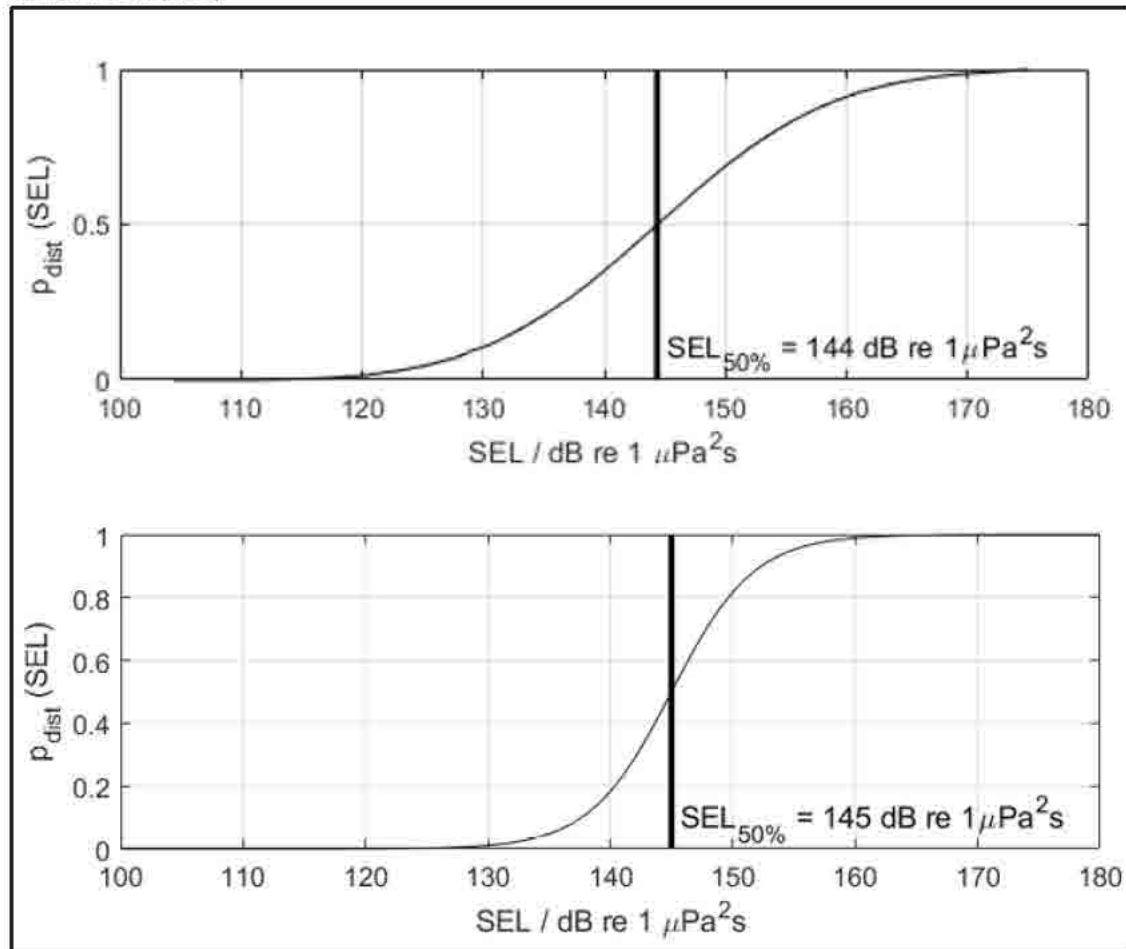
Voor het KEC 4.0 is op grond van geüpdatete worst case uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen (Heinis & de Jong et al., 2022). Uit de worst case berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen vanwege het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidsnorm $SEL_{ss}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van permanente effecten op het gehoor bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentie-afhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

Verstoring door geluid en trillingen

Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidsniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor het achtergrondrapport 'Zeezoogdieren' bij het KEC 4.0 is daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-reponsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis & de Jong et al., 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden.

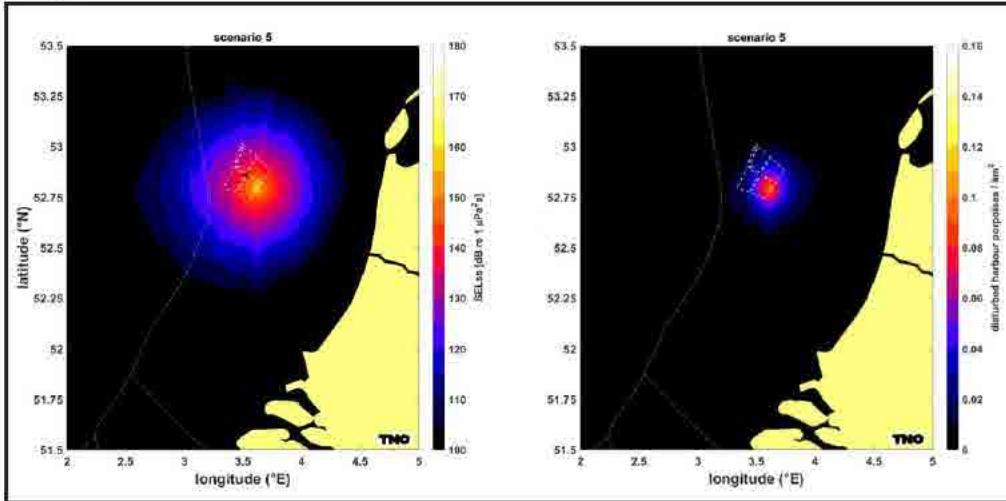
Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al., 2018, Brandt et al., 2018, Graham et al., 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russell et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 6.1 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. (2022) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).

Figuur 6.1 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022 voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven SEL_{50%}-waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).

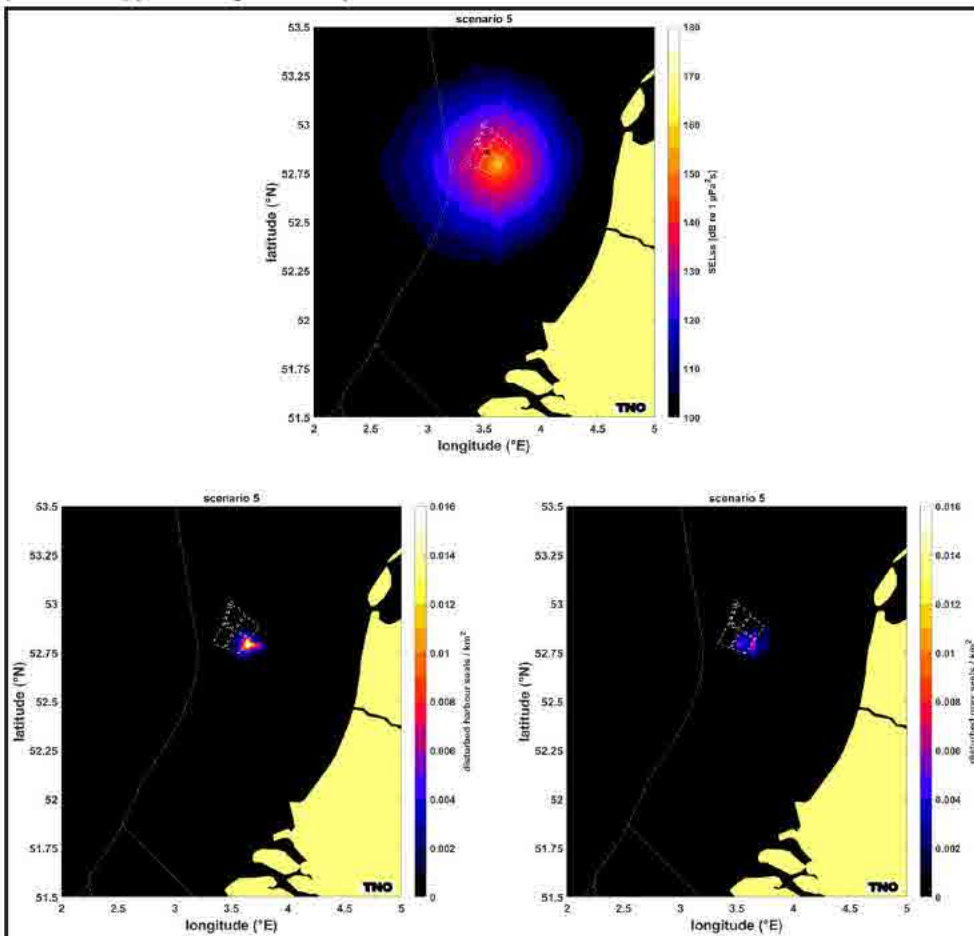


De effecten van heigeluid op het gedrag zijn berekend aan de hand van de met AQUARIUS 4.0 gegenereerde onderwatergeluidkaarten, waarin geluidsverspreiding door een enkele heiklap is weergegeven (SEL_{ss}). Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald wat het totale aantal verstoorde dieren is per km^2 . Op basis van de geluidsnorm van $SEL_{SS} = 160 \text{ dB re } 1 \mu Pa^2 s$ (750 m) zijn voorbeelden weergegeven van de resulterende contouren en het op grond daarvan berekende, door heigeluid verstoorde oppervlak in Figuur 6.2 en Figuur 6.3.

Figuur 6.2 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km^2 a.g.v. heien op deze locatie (rechts).



Figuur 6.3 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km^2 a.g.v. heien op deze locatie.



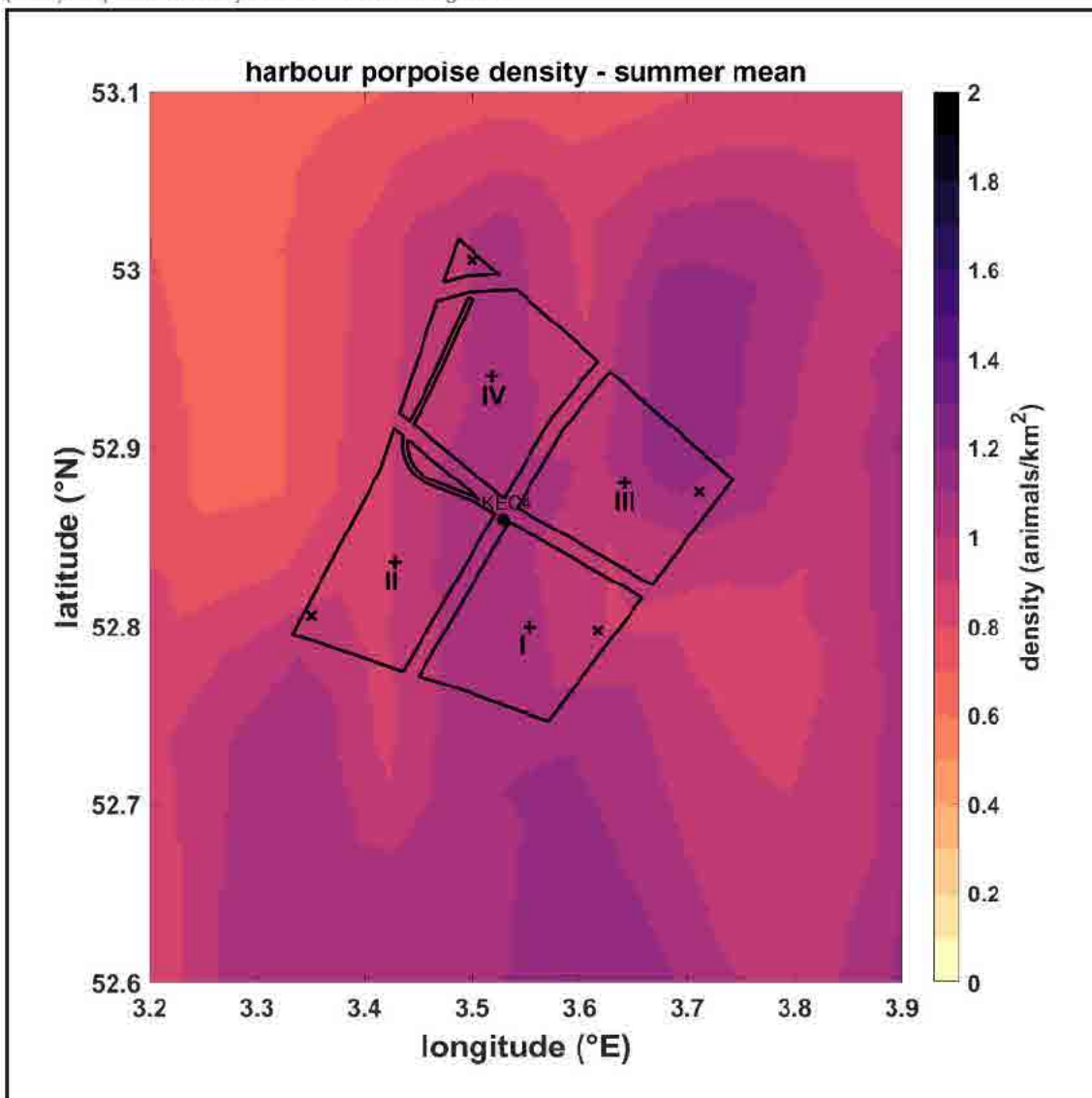
Berekenen van het aantal verstoorde dieren

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten). Vervolgens zijn alle, zo verkregen waarden van de punten gesommeerd.

Bruinvissen

Voor bruinvissen is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 6.4 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

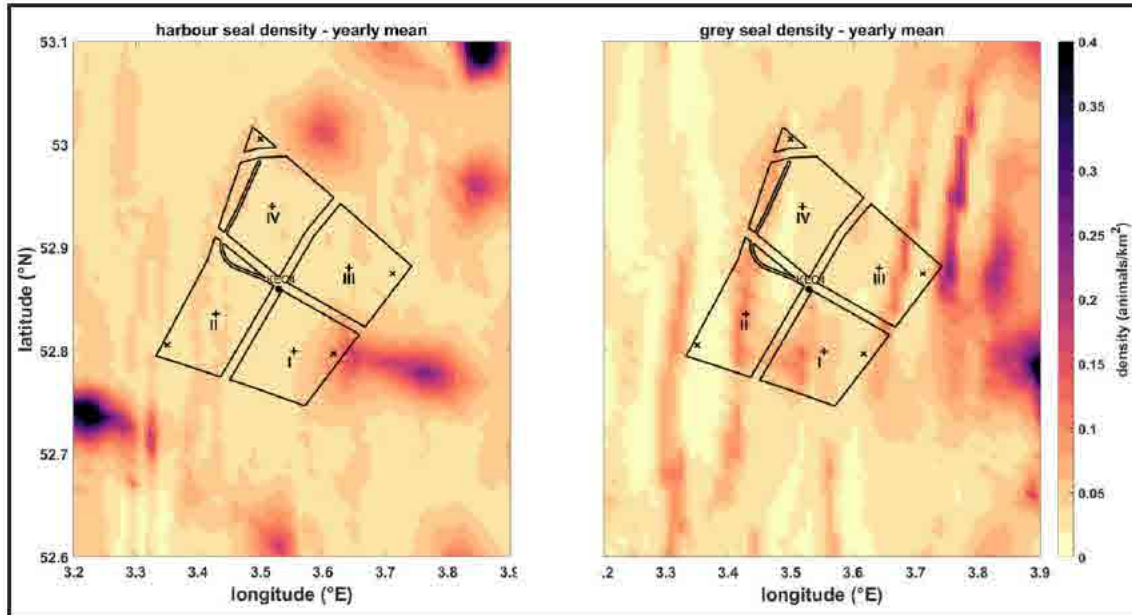
Figuur 6.4 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Zeehonden

Voor zeehonden op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 6.5 toont de jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond rond het windenergiegebied IJmuiden Ver.

Figuur 6.5 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.



Bepalen van effecten op de populatie

Voor het bepalen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is uitgegaan van de aanpak en uitgangspunten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Ten opzichte van het eerdere KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn in het KEC 4.0 op basis van de meest recente kennis en inzichten opnieuw enkele verbeteringen in de stappen van de voor het KEC 1.0 ontwikkelde redeneerlijn aangebracht.

Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices, zie Kader 6.1) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS). Zo is er in het KEC 4.0 op grond van geüpdatete worst case uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen. Uit de worst case berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm SEL_{SS} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s , of lager.

Kader 6.1 Kader Acoustic Deterrent Devices (ADD)

Acoustic Deterrent Devices (ADD)

Met ADD's wordt voorafgaand aan het heien gedurende korte tijd voor zeezoogdieren als hinderlijk ervaren geluid geproduceerd, waardoor zij van de heilocatie wegzwemmen (zie bijvoorbeeld Kastelein et al., 2017). Hierdoor wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden. Uit de in Bijlage 2 weergegeven berekeningen blijkt dat de kans dat deze effecten op het gehoor bij bruinvissen en zeehonden optreden verwaarloosbaar is als ervan wordt uitgegaan dat de dieren bij de start van het heien wegzwemmen en zeer klein (m.n. bij zeehonden) als de dieren niet zouden wegzwemmen. Bruinvissen die zich bij aanvang van het heien binnen een afstand van 1,2 km van de heilocatie bevinden en niet wegzwemmen, zouden PTS kunnen oplopen als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het zou dan om maximaal 4 bruinvissen per geheide turbinefundering gaan.

Bij de aanleg van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen het er zeker minder zijn, omdat een strengere geluidnorm van SELss (750 m) = 160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ zal worden gehanteerd en omdat een 'slow start' zal worden toegepast. De hoeveelheid geluid waaraan eventuele niet wegzwemmende bruinvissen worden blootgesteld zal daardoor aanmerkelijk minder zijn.

Inmiddels is gebleken dat het gebruik van een ADD weinig effect heeft wanneer er gebruik wordt gemaakt van een slow/soft start procedure. Dit heeft namelijk, in combinatie met het verjagende effect van het werkverkeer, al een afschrikkende werking. De geluidsreductie van de ADD heeft daardoor weinig extra effect.

Voor het KEC 4.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen). Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn.

In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (het aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal **dierverstoringsdagen**) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (vital rates). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel expert elicitation proces, aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een 'full' PCoD model (cf. New et al., 2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn twee workshops gehouden waarin via expert elicitation op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis 2018; Booth et al., 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het Interim PCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven⁵. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het Interim PCoD model (<http://www.smruconsulting.com>).

⁵ Een beta-versie van het geüpdatete Interim PCoD model is al in 2018 gebruikt voor de KEC 3.0 berekeningen van de cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie (zie Heinis et al., 2019).

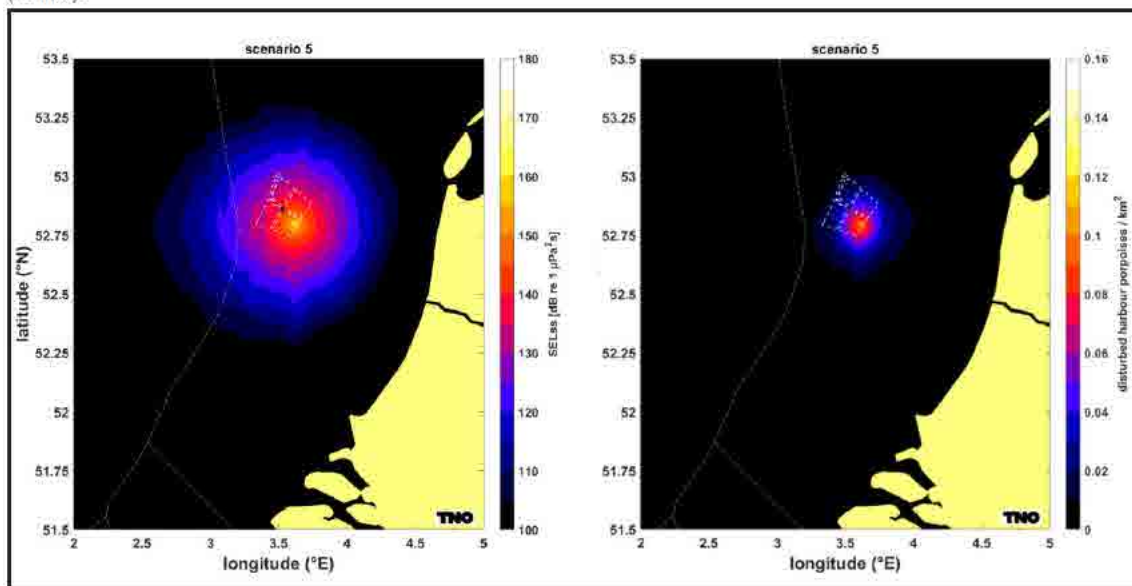
Het totale aantal dierverstoringsdagen is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal heidagen. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model versie 5.0 (en later) wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij bruinvissen die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze. Voor zeehonden is in het model van een langere verstoringsduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitation over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringsduur zou moeten zijn⁶.

6.2.2 Effecten tijdens aanlegfase

Bruinvissen

In Figuur 6.2, hieronder herhaald als Figuur 6.6 is de door TNO berekende verdeling van het voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' / 'slow start' procedure (heiwerkzaamheden vangen aan met een lage heid-energie zodat bruinvissen de gelegenheid krijgen om naar een veiliger locatie te zwemmen) wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een verstoord gebied van 568 km². Het rechterpaneel van Figuur 6.6 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per km². Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel I, is berekend dat op een heidag 566 bruinvissen worden verstoord.

Figuur 6.6 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km² a.g.v. heien op deze locatie (rechts).



⁶ Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de vital rates van een kortere verstoringsduur zijn uitgegaan.

De berekende effecten van het heien voor de aanleg van turbinefunderingen in kavel I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op bruinvissen zijn opgenomen in Tabel 6.2 en Tabel 6.3. Hierbij is uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re 1 μPa^2s (750 m) wordt toegepast. Voor meer informatie over de achterliggende berekeningen en totstandkoming van deze gegevens, zie voorgaande paragraaf 6.2.1 en bijlage 6 van het MER.

Tabel 6.2 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. Hierbij is uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re 1 μPa^2s (750 m) wordt toegepast.

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	568 – 611	643 – 694	626
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	566 – 599	587 – 638	596
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	38,0 – 40,1	39,3 – 42,8	39,9

Tabel 6.3 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW) voor bruinvissen. Hierbij is uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re 1 μPa^2s (750 m) wordt toegepast.

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	523 – 575	552 – 655	598
Tripodfundering	490 – 547	506 – 541	576
Jacketfundering	486 – 542	515 – 622	570
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	522 – 563	504 – 627	569
Tripodfundering	488 – 537	470 – 572	549
Jacketfundering	485 – 532	418 – 493	543
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	26,1 – 28,1	25,2 – 30,1	28,5
Tripodfundering	24,4 – 26,8	23,1 – 28,8	27,5
Jacketfundering	24,2 – 26,6	23,4 – 28,6	27,1

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidsnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re 1 μPa^2s op 750 m.
- Afgemeten aan het aantal dierversoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvispopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot 1,4 – 1,5 maal zo veel dierversoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).

- Voor de twee kavels zijn vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel I berekende effecten zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in bruinvisdichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 6.5).
- In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 liggen de berekende waarden voor de kavels I en II in dezelfde orde van grootte.

Voor de kavels I – IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen ook berekeningen uitgevoerd uitgaande van een hogere geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (zie bijlage 6 van het MER). Zoals hiervoor weergegeven zijn de berekende verschillen binnen en tussen de kavels klein en mede vanwege diverse modelonzekerheden niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels. TNO heeft daarom voor deze studie de rekenresultaten voor de 8 locaties in de kavels I – IV gemiddeld (2 locaties per kavel) en een beeld van de bandbreedte van de schatting gegeven via de standaarddeviatie. De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringsdagen weergegeven in Tabel 6.4. Ter vergelijking zijn de over de vier kavels gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ook weergegeven, evenals het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ tot een toename van het aantal bruinvisverstoringsdagen leidt van ca. 51 – 56% in vergelijking met het toepassen van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en is het aantal (berekende) bruinvisverstoringsdagen bij de ruimere geluidsnorm vergelijkbaar met het aantal dat voor alternatief 1 met geluidsnorm 160 dB en de KEC 4.0 locatie is berekend.

Tabel 6.4 Gemiddelde (\pm standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen) per kavel, voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I – IV).

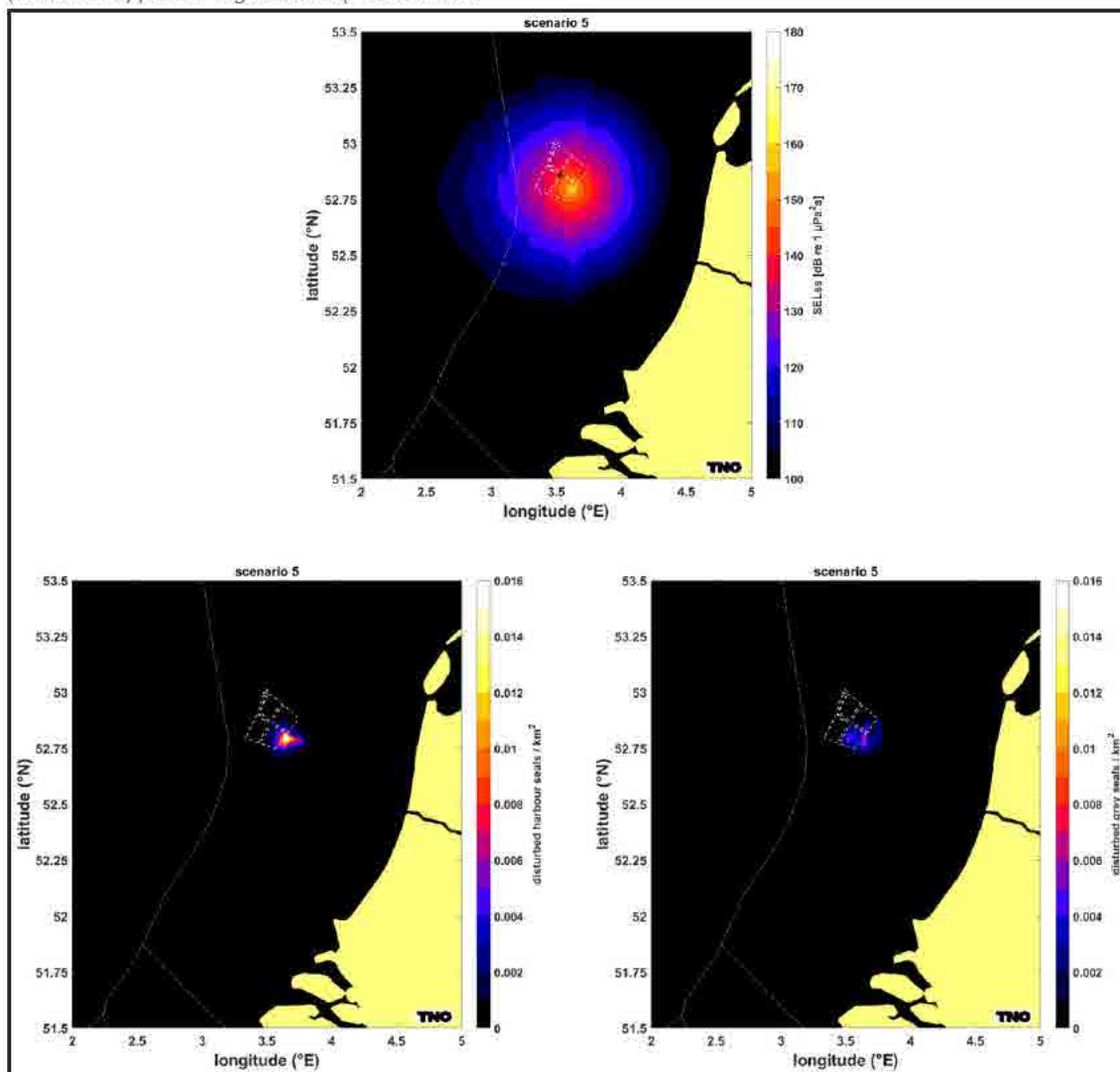
Geluidsnorm SEL _{ss} (750m) [dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$]	Alternatief 1 (67 turbines)	Alternatief 2 (50 turbines)		
	Monopaalfundering	Monopaalfundering	Tripodfundering	Jacketfundering
164	59 \pm 4	41 \pm 3	39 \pm 3	39 \pm 3
160	39 \pm 3	27 \pm 2	25 \pm 3	25 \pm 2
KEC 4.0	40	-	-	-

Zeehonden

Voor zeehonden (gewone en grijze zeehonden) ontstaat in de uren dat rond de heilocatie wordt geheid een kleinere verstoringscontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren. In de berekeningen van TNO van deze geluidsverdeling is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SEL_{ss} = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Uit de berekeningen blijkt dat tijdens het heien in het windenergiegebied IJmuiden Ver voor zeehonden maximaal 224 km²

verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd (zie tevens bijlage 6 van het MER). Zie hieronder ook Figuur 6.3 herhaald Figuur 6.7.

Figuur 6.7 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km^2 a.g.v. heien op deze locatie.



De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn opgenomen in Tabel 6.5 en Tabel 6.6. In deze tabellen zijn de gevolgen van de beide alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver op het gedrag van gewone zeehonden in verschillende seizoenen. Weergegeven is het aantal zeehonden die zich bij aanvang van de heii-activiteiten binnen de contour kunnen bevinden waar de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden.

Maximaal gaat het om 2 tot 34 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (0,01 tot 0,2% van de Nederlandse populatie voor gewone zeehonden en < 0,03 tot 0,1% voor grijze zeehonden). Voor de twee kavels zijn voor gewone zeehonden vergelijkbare effecten

berekend. De iets kleinere effecten voor grijze zeehonden bij kavel II zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in de dichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn waarschijnlijk niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels.

Het aantal te heien funderingen in aanmerking genomen, is het effect van de constructie van alternatief 2 kleiner dan dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven, dat ongeveer 35% groter is bij de constructie van alternatief 1.

In de tabellen is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal, mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van alternatief 1 en alternatief 2 zijn geheid. Voor de bovengrens is het gemiddeld aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen. Hier is er dus van uitgegaan dat steeds andere zeehonden worden verstoord. Voor het beoordelen van een eventueel effect op de populatie is het aannemelijk dat de eerstgenoemde situatie maatgevend is, aangezien een meerdere malen verstoord dier in zijn normale functioneren meer wordt beïnvloed dan een dier dat eenmalig wordt verstoord.

Tabel 6.5 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 van het achtergronddocument (bijlage 4 MER))

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	224 – 235	251 – 263	240
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	5 – 38 (11 – 13)	3 – 39 (11)	3 – 31 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5 – 8,7	7,3 – 7,6	6,6
Monopaalfundering met geluidsnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			10,5
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 17 (11)	7 – 17 (9 – 11)	8 – 16 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5	6,3 – 7,3	7,0
Monopaalfundering met geluidsnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			11,3

Tabel 6.6 Als Tabel 6.5 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	194 – 209	205 – 234	217

Tripodfundering	177 – 193	186 – 217	203
Jacketfundering	177 – 193	192 – 217	202
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	4 – 34 (10 – 11)	2 – 32 (9 – 10)	3 – 28 (9)
Tripodfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Jacketfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,7	4,5 – 4,8	4,4
Tripodfundering	4,6 – 5,3	4,0 – 4,4	4,1
Jacketfundering	4,5 – 5,3	4,2 – 4,4	4,0
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 15 (10)	5 – 16 (8 – 10)	7 – 14 (9)
Tripodfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Jacketfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,0	3,8 – 4,9	4,7
Tripodfundering	4,4 – 4,6	3,5 – 4,6	4,4
Jacketfundering	4,4 – 4,6	3,6 – 4,6	4,3

Uit de resultaten blijkt dat effecten van het heien met een geluidsnorm van 160 dB re 1 μ Pa2s⁷ (750 m) voor de aanleg van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de Nederlandse populatie van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten.

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van SEL_{ss} = 164 dB re 1 μ Pa²s op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidsnorm van SEL_{ss} = 168 dB re 1 μ Pa²s op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm⁸ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

⁷ In het KEC 4.0 is in eerste instantie gerekend met een geluidsnorm van 168 dB re 1 μ Pa2s (750 m). Omdat daaruit bleek dat effecten op bruinvissen niet konden worden uitgesloten, is vervolgens ook gerekend met een norm van 160 dB re 1 μ Pa2s.

⁸ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

6.2.3 Effecten tijdens gebruiksfase

Draaiende windturbines

Op grond van de resultaten van veldstudies rond operationele windparken is duidelijk geworden dat het met draaiende windturbines gepaard gaande onderwatergeluid geen waarneembare invloed heeft op de aanwezigheid van mariene organismen, waaronder vissen en zeezoogdieren (zie o.a. Scheidat e.a., 2012; Brasseur e.a., 2012; Van Hal e.a., 2012; Teilmann e.a., 2006)⁹.

Onderwatergeluid als gevolg van vaartuigen

In de bedrijfsfase zal het windpark regelmatig (circa 1-2 per jaar) worden bezocht door werkschepen die worden ingezet voor onderhoud- en reparatiewerkzaamheden. Deze schepen produceren onderwatergeluid dat door zeezoogdieren en vissen zal worden gehoord. Het is niet uit te sluiten dat zij tot op enkele honderden meters worden gemeden (met name door zeezoogdieren).

Effect van velden

Er zijn geen aanwijzingen dat zeehonden magnetische velden waarnemen (Tricas & Gill, 2011). Walvissen en dolfijnen, waar de bruinvissen toe behoren, gebruiken magnetisme om zich te oriënteren en te navigeren. Voor alle soorten walvissen en dolfijnen wordt verondersteld dat zij veranderingen in het magnetische veld vanaf 0.05 μ T waarnemen (Kirschvink 1990). Veranderingen in het magnetische veld kunnen tot oriëntatie problemen leiden, waardoor migratie verstoord kan worden (Tricas & Gill, 2011).

Er is in 2015 een overzicht gemaakt voor de Europese Commissie (Thomson, 2015), dat duidelijk aangeeft dat er over het effect en de drempelwaarden van elektromagnetische velden alleen kennisleemtes bestaan. Voor het windpark is alleen de parkbekabeling relevant, waarvoor een kabel met een maximale spanning van 66kV wordt gebruikt. Verondersteld kan worden dat het effect gering zal zijn, daar in het geval van een 22kV kabel sprake is van een maximale waarnemingsafstand van ca. 15 meter (Passende Beoordeling transmissiesysteem op zee, Borssele, 2015). Het effect is niet significant voor de bruinvis, omdat het slechts om de waarneembaarheid van de parkbekabeling gaat en het gebied van waarneembaarheid relatief gezien erg beperkt is in relatie tot de gehele Noordzee waar de bruinvis zich bevindt, namelijk alleen binnen de grenzen van de kavels en meer specifiek om de kabels tussen de windturbines en het transformatorstation heen.

De effecten van de exportkabel naar het elektriciteitsnet op land worden in een separaat MER beoordeeld.

6.2.4 Verwijderingsfase

Over de eventuele effecten tijdens de verwijderingsfase zijn nog geen gegevens vanuit de praktijk voorhanden. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot dezelfde typen tijdelijke verstoring als tijdens de constructiefase (scheepvaartverkeer en bodemberoering), met uitzondering van de effecten van heien. Monopalen worden volledig verwijderd, zoals opgenomen in het Waterbesluit¹⁰. Eventueel is het mogelijk om de monopiles te verwijderen door de monopiles onder de zeebodem door te zagen en af te voeren. Deze activiteit zal naar verwachting resulteren in de grootste geluidverstoring tijdens de

⁹ Uit deze studies blijkt dat binnen korte tijd na het beëindigen van de aanlegwerkzaamheden weer zeezoogdieren in het windpark worden waargenomen. Een uitzondering hierop vormt het windpark Nysted waar de bruinvisactiviteit in het windpark 10 jaar na de aanleg nog steeds niet op het niveau van de 'baseline' is (Teilmann & Carstensen, 2012). De achterliggende oorzaken hiervoor zijn niet geheel duidelijk.

¹⁰ Artikel 6.16l

verwijderingsfase (189 dB re 1 μ Pa rms op 1 m) (Kent et al., 2016). Het onderwatergeluid dat daarbij ontstaat zullen daarmee significant lager zijn dan de geluideffecten van het heien tijdens de aanlegfase.

Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

Naar verwachting komt tijdelijk een slibpluim en opgewerveld zand vrij dat een tijdelijk negatief effect kan hebben op de foerageermogelijkheden voor zeezoogdieren in de directe omgeving van de werkzaamheden. Afgezet tegen de omvang van het totale leefgebied van zeezoogdieren en gezien het tijdelijke karakter is dit een verwaarloosbaar klein effect.

6.3 Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied

6.3.1 Vogels

In deze paragraaf wordt voor een selectie van Natura 2000-gebieden (zie §5.1) weergegeven welke soorten daar zijn aangewezen en hoe de verwachte slachtoffers als gevolg van een windpark in kavel I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn te relateren aan de verschillende instandhoudingsdoelen in deze gebieden.

Duinen en Lage Land Texel

De kleine mantelmeeuw is de enige broedvogelsoort waarvoor het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel aangewezen is en waarvan slachtoffers in IJmuiden Ver verwacht worden. Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd paragraaf 6.1.2 wordt van deze broedvogels in zowel kavel I als II minder dan 1 individu gedood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen en habitatverlies van kavel I en II van IJmuiden Ver. Significante effecten ten gevolge van kavel I en/of II op de aangewezen populatie broedende kleine mantelmeeuwen in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Duinen Vlieland

De kleine mantelmeeuw is de enige broedvogelsoort waarvoor het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland aangewezen is en waarvan slachtoffers in IJmuiden Ver verwacht worden. Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER wordt van deze broedvogels in zowel kavel I als II minder dan 1 individu gedood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen en habitatverlies van kavel I en II van IJmuiden Ver. Significante effecten op de aangewezen populatie broedende kleine mantelmeeuwen in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2). Daarnaast worden voor geen van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Duinen Vlieland is aangewezen grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De aantallen slachtoffers zijn in alle gevallen dusdanig laag dat de kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet in het geding komen. De aantallen slachtoffers overschrijden, zowel van een windpark in kavel I en kavel II, als in cumulatie de ALI drempelwaarde niet

en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland uit te sluiten (zie Tabel 6.2 en paragraaf 6.1.1).

Noordzeekustzone

Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De aantallen slachtoffers zijn in alle gevallen dusdanig laag dat de kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet in het geding komen. Voor de topper en de dwergmeeuw is geen kwantitatieve doelstelling voor de Noordzeekustzone geformuleerd, terwijl onder deze soorten mogelijk wel slachtoffers vallen. Hierdoor is het voor deze soorten niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding de aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR voor de topper en de ALI drempelwaarde voor de dwergmeeuw. De aantallen slachtoffers overschrijden, zowel van een windpark in kavel I en II, als in cumulatie de PBR van de topper niet (Rijkswaterstaat 2015), en de ALI drempelwaarde voor de dwergmeeuw niet (MER achtergrondrapportage) en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone uit te sluiten (zie Tabel 6.2 en paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Voordelta

Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Voordelta is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De aantallen slachtoffers zijn in alle gevallen dusdanig laag dat de kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet in het geding komen. Voor de dwergmeeuw is geen kwantitatieve doelstelling voor de Noordzeekustzone geformuleerd, terwijl onder deze soort mogelijk wel slachtoffers vallen. Hierdoor is het voor deze soort niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding de aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de ALI drempelwaarde voor de dwergmeeuw. De aantallen slachtoffers overschrijden, zowel van een windpark in kavel I en II, als in cumulatie de ALI drempelwaarde voor de dwergmeeuw niet (MER achtergrondrapportage) en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Voordelta uit te sluiten (zie Tabel 6.1 en paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Waddenzee

Onder de aangewezen soorten broedvogels in het Natura 2000-gebied Waddenzee worden in de broedtijd enkel onder de kleine mantelmeeuw slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De berekende slachtofferaantallen voor zowel kavel I als II in IJmuiden Ver betekenen maximaal 0,004% van de natuurlijke mortaliteit van de meest recent beschikbare aantallen broedvogels uit de diverse kolonies in de Waddenzee, dus ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Waddenzee zijn daarom uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Voor geen van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Waddenzee is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De aantallen slachtoffers zijn in alle gevallen dusdanig laag dat de kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet in het geding komen. Voor de (toendra)rietgans is geen kwantitatieve doelstelling voor de Noordzeekustzone geformuleerd, terwijl onder deze soort mogelijk wel slachtoffers

vallen. Hierdoor is het voor deze soort niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding de aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR. De aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II overschrijden de PBR niet (Rijkswaterstaat 2015) en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Waddenzee uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Friese Front

Het Friese Front is aangewezen voor zeekoeten. Uit Tabel 6.2 blijkt dat de sterfte zeekoeten in zowel kavel I als II van windenergiegebied IJmuiden Ver bestaat uit 15 individuen. Dit zijn allemaal slachtoffers als gevolg van habitatverlies, want zeekoeten zijn niet gevoelig voor aanvaringen omdat ze bijna uitsluitend laag boven het wateroppervlakte vliegen. Windenergiegebied IJmuiden Ver overlapt niet met het Natura 2000-gebied en er is dus ook geen sprake van direct habitatverlies. De verstoringseffecten van windturbines kunnen verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke et al. 2016), maar in het geval van de zeekoet wordt een verstoringafstand van 2 km geadviseerd (Petersen et al. 2006; Vanermen et al. 2015). Omdat windenergiegebied IJmuiden Ver ruim 50 km ligt van het Natura 2000-gebied Friese Front, zijn significante effecten als gevolg van habitatverlies door kavel I en/of II op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied daarmee uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.1).

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de soorten jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, alk en zeekoet, allen als niet-broedvogels. Voor deze soorten zijn geen kwantitatieve populatiedoelstellingen geformuleerd in het aanwijsbesluit, wel een kwalitatieve behouddoelstelling (behoud omvang en kwaliteit leefgebied).

Vanwege hun lage vlieghoogte, worden bij alken en zeekoeten uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht en geen aanvaringslachtoffers. De kortste afstand tot het Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt voor kavel I en kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver 2 km. Omdat in het geval van de zeekoet een verstoringafstand van 2 km geadviseerd wordt (Petersen et al. 2006; Vanermen et al. 2015), is de afstand tussen het Natura 2000-gebied en het windpark voldoende groot om directe verstoring van vogels door het windpark op voorhand uit te sluiten. Omdat alken en zeekoeten, in tegenstelling tot soorten met aanvaringslachtoffers, door verstoring van een windenergiegebied geen directe sterfte ondervinden, veroorzaakt externe werking door habitatverlies ook geen directe slachtoffers. Met andere woorden, alken en zeekoeten die vanuit het Natura 2000-gebied Bruine Bank eventueel in het windenergiegebied terecht zouden komen, lopen geen direct risico om gedood te worden. Het is ook belangrijk om in acht te nemen dat het aantal voorspelde slachtoffers onder alken en zeekoeten als gevolg van habitatverlies op zware worst-case scenario's berusten. In het Verenigd Koninkrijk adviseert de Joint Nature Conservation Committee (JNCC) om 30-70% vermijding te gebruiken voor alkachtigen (JNCC, 2022). Volgens een recente studie over de verspreiding van zeekoeten gemeten met gps-zenders is het aantal vogels 63% minder in windparken dan daarbuiten als de turbines niet operationeel zijn en 75% minder als de wieken draaien (Peschko et al. 2020). Onze aannames dat 80% van de individuen verstoord raakt is dus conservatief. Bovendien lijken zeekoeten en alken ook te wennen aan offshore windparken, waardoor na verloop van tijd minder individuen een windpark gaan vermijden dan in de beginfase (Leopold & Verdaat 2018, Vanermen et al. 2021). Een potentieel effect middels externe werking kan wel optreden als de verstoorde vogels in windenergiegebied IJmuiden Ver zich naar de Bruine Bank verplaatsen en met de daar aanwezige vogels gaan concurreren voor voedsel. Wat het effect van een dergelijke concurrentie op de overleving heeft, is niet exact bekend. De aantallen waargenomen alken en zeekoeten in de Bruine

Bank suggereren echter dat het gebied in potentie vele individuen kan herbergen. De aanwijzing van de Bruine Bank als Natura 2000-gebied is gebaseerd op 15.621 individuen als drempelwaarde van de 1% biogeografische populatie voor de zeekoet en 3.240 individuen voor de alk, maar de tellingen uit het aanwijsbesluit laten zien dat in het gebied zelfs ca. twee keer zoveel individuen kunnen voorkomen (namelijk 31.765 zeekoeten in 2016-2017 en 6.334 alken in 2015-2016 op basis van Fijn & de Jong 2019). Verder melden Fijn et al. (2022) dat de aantallen alken en zeekoeten sinds 1991 significant toenemen op de Nederlandse Noordzee, wat ook aangeeft dat het goed gaat met deze soorten en de landelijke doelstellingen (die het kader vormen voor de instandhoudingsdoelstellingen op gebiedsniveau) staan volgens de laatst beschikbare tellingen niet onder druk. Bovendien is het ook zo dat het verbod op visserij binnen het windenergiegebied ook een positief effect kan hebben op de lokale visgemeenschappen (de Backer et al. 2021). Vanwege de korte afstand tussen kavel I en II van IJmuiden Ver en de Bruine Bank kan dit verbod op de visserij eventueel ook de visgemeenschappen in het Natura 2000-gebied een positieve impuls geven, waardoor ook voor vogels de voedselsituatie verbetert. Op basis van bovenstaande argumenten is een effect van kavel I en kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de zeekoeten en alken in het Natura 2000-gebied de Bruine Bank uitgesloten.

Van de overige soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is, zijn voor de grote jager geen slachtoffers verwacht in kavel I en kavel II van IJmuiden Ver, en kunnen effecten van het windenergiegebied op het Natura 2000-gebied op voorhand uitgesloten worden.

Onder de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw worden wel slachtoffers voorspeld, voornamelijk als gevolg van aanvaringen, maar ook door habitatverlies. Om te bepalen of het windenergiegebied significant negatieve effecten kan hebben op het Natura 2000-gebied, is belangrijk om te weten welk aandeel van de voorspelde slachtoffers afkomstig is van het beschermd natuurgebied. Voor de beoordeling van de effecten op de aangewezen niet-broedvogels van de Bruine Bank wordt aangenomen dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. Met andere woorden, is de worst-case aanname gemaakt dat alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik kunnen maken van Natura 2000-gebieden, wat ook betekent dat individuen ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van aanvaringen. Dit houdt ook in dat individuen op de (centrale en zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en de effecten die op populatieniveau optreden verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populaties van de Bruine Bank. Voor de grote mantelmeeuw en de dwergmeeuw zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd in het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) en voor jan-van-gent in bijlage 5 van het MER. Op basis van de uitkomsten van deze studies worden geen negatieve effecten op populatieniveau verwacht voor de betreffende soorten. Verder geldt voor de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw dat ze in het aanwijsbesluit van het Natura 2000-gebied als niet-kwalificerende, maar wel in behoorlijke aantallen voorkomende trekvogelsoorten opgenomen zijn. Hiervoor moeten de aanwezige vogelaantallen tenminste 0,1% van de biogeografische populatie bedragen. Volgens het aanwijsbesluit laten de waargenomen aantallen individuen van alle drie vogelsoorten zien dat dit criterium ruimschoots wordt behaald: in het geval van de jan-van-gent en dwergmeeuw komen volgens het aanwijsbesluit gemiddeld meer dan twee keer zo veel vogels voor dan 0,1% van de biogeografische populatie (respectievelijk 976 en 280 individuen ten opzichte van 418 en 110 individuen als criterium) en van de grote mantelmeeuwen 1,5 keer zoveel (630 individuen ten opzichte van 420 individuen als criterium). Ook als we naar de laatste twee beschikbare teljaren kijken en die in het gemiddelde meenemen, blijkt dat de aantallen individuen van alle drie soorten veel hoger kunnen liggen dan het aanwijscriterium (zie tabel 6.6). De aanwezige aantallen vogels liggen met andere woorden zo ver boven het aanwijscriterium dat we

ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers als gevolg van offshore windparkontwikkelingen de doelstellingen van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen. Bovendien gelden de argumenten beschreven voor de alk en zeekoet over een potentieel verbeterde voedselsituatie ook voor deze soorten. In lijn met de bovenbeschreven argumenten kunnen significant negatieve effecten in kavel I en/of kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de grote mantelmeeuw, dwergmeeuw en jan-van-gent in het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden.

Tabel 6.6 Aanwijscriterium (0,1% van de biogeografische populatie) en getelde aantallen van drie vogelsoorten in Natura 2000-gebied de Bruine Bank. Bron: Aanwjsbesluit Bruine Bank, Fijn et al. 2020, 2022.

Soort	0,1% biogeografische populatie	2014-2015	2015-2016	2016-2017	2019-2020	2020-2021	Gemiddelde
jan-van-gent	418	909	900	1.111	500	2.400	1.164
dwergmeeuw	110	266	1.333	441	0	242	456
grote mantelmeeuw	420	350	350	1.191	1.077	1.972	988

Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in paragraaf 6.1.2 onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer zijn daarom uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Seevogelschutzgebiet Helgoland

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland zijn daarom uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op broedvogels uit Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete zijn daarom uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

SPA Östliche Deutsche Bucht

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht zijn daarom uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1, 6.1.2 en 6.1.3).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Sydlig Nordsø

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit Natura 2000-gebied Sydlig Nordsø zijn daarom uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1, 6.1.2 en 6.1.3).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Sydlig Nordsø is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5

van het MER). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied Sydlige Nordsø is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Greater Wash

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Greater Wash is aangewezen, zijn enkel voor de dwergmeeuw slachtoffers in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver voorspeld. Het aantal slachtoffers overschrijdt de ALI norm echter niet (cf. Gyimesi et al. 2021) en daarom is de kans op significant negatieve effecten ten gevolge van kavel I en/of II op deze soort uit het Natura 2000-gebied Greater Wash uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten niet-broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op vogels uit Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex zijn daarom uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1, 6.1.2 en 6.1.3).

Habitatrichtlijngebieden

Op de Europese standaardgegevensformulieren van de Duitse Natura 2000 Habitatrichtlijngebieden Borkum-Riffgrund, Sylter Außenriff en Doggerbank zijn verschillende soorten niet-broedvogels vermeld. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt meer dan 150 km van al deze gebieden. Daarom is verslechtering van de habitat in deze Natura 2000-gebieden als gevolg van de ontwikkeling van IJmuiden Ver uitgesloten. In lijn hiermee zal windenergiegebied IJmuiden Ver ook geen effect hebben op de plaatselijke habitatkwaliteit voor niet-broedvogels in de Natura 2000-gebieden Borkum-Riffgrund, Sylter Außenriff en Doggerbank. Daarmee kunnen negatieve effecten op niet-broedvogels ten gevolge van kavel I en/of II in deze gebieden met zekerheid worden uitgesloten.

6.3.2 Zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

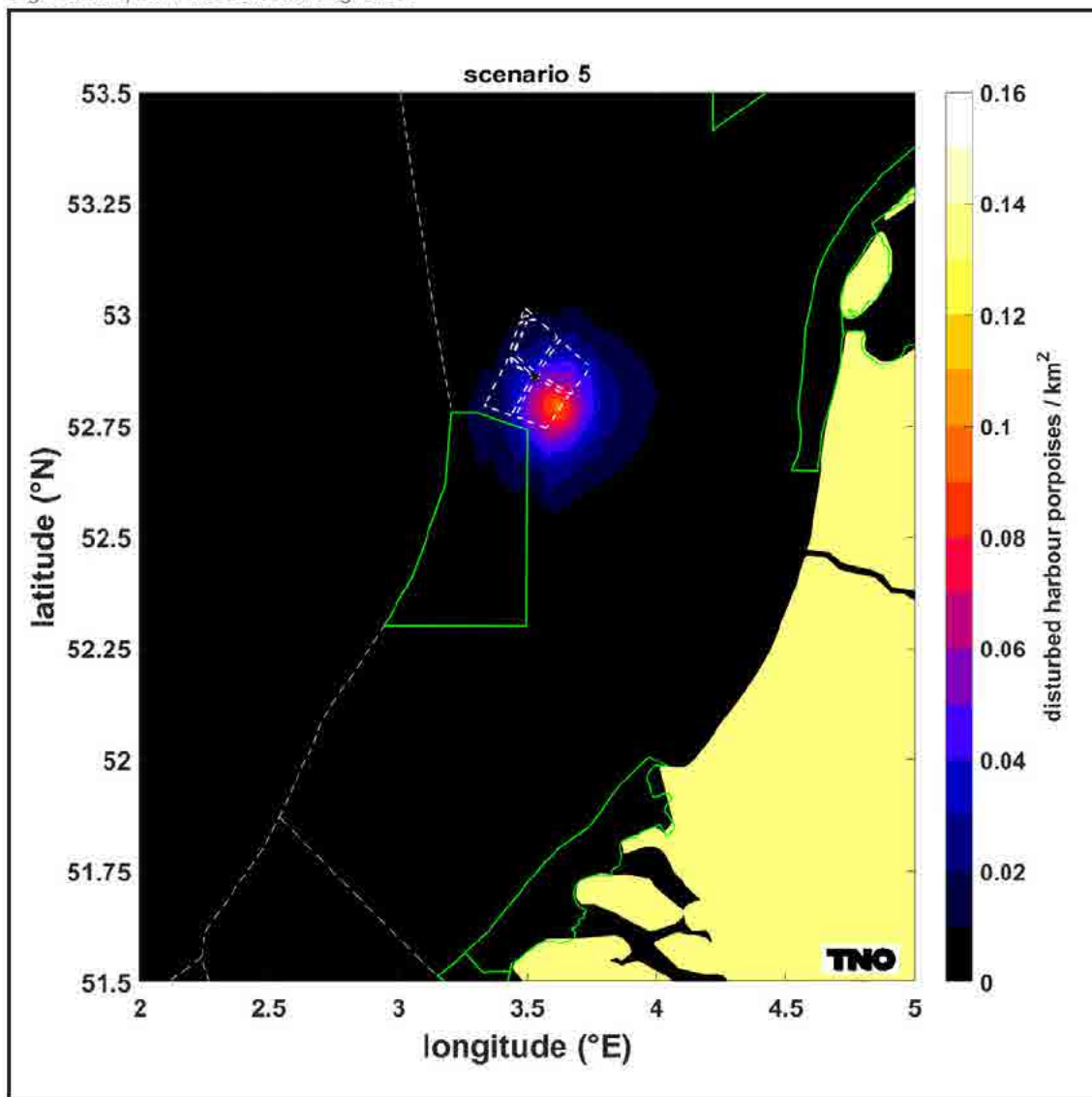
Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in de eerdere hoofdstukken beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden.

Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in de kavels I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of het buitenland. Zie Figuur 6.8, waarin de verstoringscontour op basis van $SEL_{ss}(750m) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ is weergegeven. Het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking). Gezien de grote afstand tot Natura 2000-gebieden die zijn aanwezen voor bruinvissen of zeehonden kan dezelfde conclusie getrokken worden bij het toepassen van de geluidsnorm $SEL_{ss}(750m) = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Figuur 6.8 Verstoringcontour voor bruinvissen door heien voor de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de dichtst bij de Nederlandse kust gelegen rekenlocatie (in kavel I) in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren.



Uit de in paragraaf 6.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen ligt het aantal bruinvisverstoringdagen in dezelfde orde van grootte (alternatief 1) of lager (alternatief 2). Hierbij is er net als in het KEC 4.0 van uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat significante gevolgen van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

In het geval dat wordt uitgegaan van een hogere geluidsnorm van $SEL_{ss} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$, ligt het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen van alternatief 2 (50 turbines) in dezelfde orde van grootte als het aantal dat voor het KEC 4.0 is berekend, maar ruim 50% hoger voor alternatief 1 (67 turbines). Op de betekenis hiervan voor eventuele gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking wordt ingegaan in Hoofdstuk 8 (cumulatieve effecten). De reden dat dit in het hoofdstuk cumulatie wordt behandeld is omdat effecten die in cumulatie zijn bepaald en deze voldoen aan de IHD's, dit ook direct geldt voor de effecten van alleen kavel I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Grensoverschrijdende effecten

Een direct effect van de constructie van windturbines in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in buitenlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten, omdat de verstoringscontouren niet overlappen met buitenlandse Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in buitenlandse Natura 2000-gebieden als gevolg van indirecte effecten, door tijdelijke afname van de totale omvang van het leef- en foerageergebied als gevolg van het hei-geluid, zijn ook uitgesloten, omdat berekeningen in dierverstoringsdagen (in cumulatie, zie hoofdstuk 8) laten zien dat er geen significant negatieve effecten zijn te verwachten voor de populatie bruinvissen. Er is dus ook geen sprake van significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden in het buitenland.

Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Het maximaal verstoord en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 224 km^2 voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (566 km^2). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de in paragraaf 6.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidsnorm van $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$, berekend dat significante gevolgen van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten. Het toepassen van een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$ zal tot dezelfde conclusies leiden.

Grensoverschrijdende effecten

Een direct effect van de constructie van windturbines in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in buitenlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten, omdat de verstoringscontouren niet overlappen met buitenlandse Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor gewone of grijze zeehonden. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone of grijze zeehond in buitenlandse Natura 2000-gebieden

als gevolg van indirecte effecten, door tijdelijke afname van de totale omvang van het leef- en foerageergebied als gevolg van het hei-geluid, zijn ook uitgesloten, omdat berekeningen in dierverstoringsdagen (in cumulatie, zie hoofdstuk 8) laten zien dat er geen significant negatieve effecten zijn te verwachten voor de populatie.

Er is dus ook geen sprake van effecten op Natura 2000-gebieden in het buitenland.

7 Stikstofdepositie

Bij de aanleg, de exploitatie en de verwijdering van een windpark op zee treden (tijdelijk) emissies van stikstofoxiden op. Schepen en installatiewerktuigen die worden ingezet maken gebruik van verbrandingsmotoren die stikstofoxiden uitstoten. De neerslag (depositie) van stikstof kan de kwaliteit van plantengemeenschappen op land negatief beïnvloeden. Deze zijn beschermd binnen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen. Daarom wordt in deze Passende Beoordeling ook ingegaan op dit effect van stikstofdepositie als gevolg van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark.

De AERIUS-calculator¹¹ kan de verspreiding van stikstofemissies door de lucht simuleren, en daarmee berekenen welke deposities hierdoor verwacht worden ter plaatse van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden. Een belangrijke wijziging in de huidige versie van AERIUS-calculator¹² is dat er geen stikstofdepositie meer wordt berekend op afstanden groter dan 25 km vanaf de emissiebron. Dit is gedaan op basis van een kabinetsbesluit omdat effecten op grotere afstanden conform wetenschappelijke rapportages met de huidige rekeninzichten niet tot individuele projecten zijn toe te wijzen.¹³ Er worden sindsdien enkel depositieresultaten berekend wanneer er Natura 2000-gebieden binnen een zone van 25 km rondom de emissiebronnen liggen. Als dat niet het geval is wordt er geen enkel depositieresultaat weergegeven, ongeacht de omvang van de stikstofemissies. Binnen de huidige versie van de AERIUS-calculator is het technisch gezien niet mogelijk om deposities op meer dan 25 kilometer te bepalen.

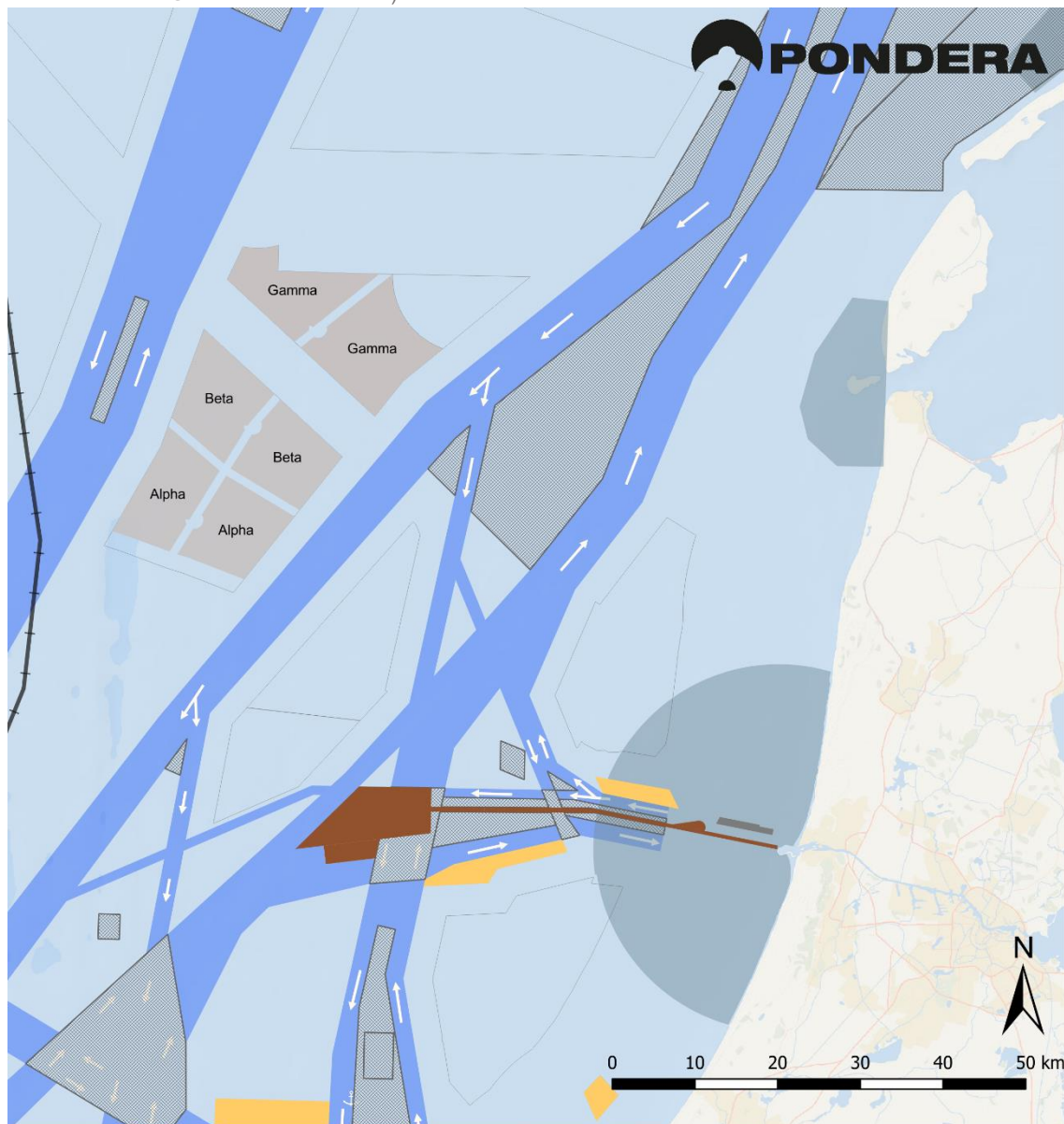
Het betekent voor de berekeningen in deze PB dat enkel het eerste deel van de transportroute vertrekkend vanuit de haven(s) zou kunnen bijdragen aan de depositieresultaten, omdat alleen dit deel binnen 25 kilometer van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden is gelegen. Echter, dit deel van de transportroute hoeft in het kader van onderhavige PB niet meegenomen te worden in de berekening omdat de schepen hier onderdeel uitmaken van het heersende verkeersbeeld dat past bij de (reeds vergunde) haven (zie Figuur 7.1). In de berekeningen is als uitgangspunt aangenomen dat de transporten vanuit de haven het heersende verkeersbeeld verlaten op een afstand van circa 15 km vanaf de kavelgrens, dus het laatste deel van de transportroute. Dit is gedaan omdat de transporten naar verwachting een groot deel van de route wegvallen in het heersende verkeersbeeld, met uitzondering dus van het laatste deel naar (en van) de kavel toe (af). Omdat hiermee alle emissiebronnen buiten de 25 km zone rondom Natura 2000-gebieden vallen, zal de AERIUS-calculator geen depositieresultaten berekenen en is een toename in stikstofdepositie op voorhand uit te sluiten. De werkzaamheden in de dichtstbijzijnde kavel zullen op minimaal circa 70 km afstand van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden plaatsvinden. De transporten van en naar de kavels die vallen buiten het heersende verkeersbeeld vinden plaats op ruim 60 km afstand. Met het ontbreken van depositieresultaten omdat de stikstofbronnen op meer dan 25 kilometer zijn gelegen van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden, kan geconcludeerd worden dat er geen significant negatieve effecten als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht tijdens de aanlegfase, operationele fase alsook de verwijderingsfase.

¹¹ AERIUS-calculator is bedoeld voor vergunningverlening in het kader van de Wet natuurbescherming. Het programma berekent de stikstofdepositie binnen Natura 2000-gebieden. Het geeft informatie over de bestaande achtergronddepositie, de kritische depositiewaarde (KDW) waarboven negatieve effecten niet meer zijn uit te sluiten, en de toename in depositie als gevolg van de ingevoerde emissiebronnen. De depositie wordt weergegeven in de eenheid mol st kstof / ha / jaar (mol/ha/jr).












¹² AERIUS-calculator, versie 2022.

¹³ Zie kamerbrief 9 juli 2021 (kenmerk DGS / 21173346).

Figuur 7.1 Windenergiegebied IJmuiden Ver en verkeersscheidsstelsel scheepvaart ("Alpha" is kavel I en II, "Beta" is kavel III en IV en "Gamma" is kavel V en VI)



Legenda

- | | |
|--|---|
|  EEZ grens |  Scheepvaart |
|  Kavels IJmuiden Ver |  Vaargeulen |
|  Aangewezen windenergiegebieden |  Separatiezone |
|  Baggerstortvak |  Ankergebieden |
| |  Aanloop Nautisch Beheer |
| |  Symbolen vaarrichtingen |
| |  Clearways |

8 Cumulatie

8.1 Vogels

8.1.1 Inleiding

In het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2014, Van der Wal et al. 2015) dat later geactualiseerd werd naar het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019), met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. Bij het bepalen van welke bestaande en toekomstige te voorziene windmolenparken tot 2030 meegenomen moeten worden is er in het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) gekeken naar de biogeografische regio's van vogels. Dit is de Zuidelijke Noordzee. Bij deze keuze hebben vooral de karakteristieken van dit gebied en de functies die het heeft voor de relevante soorten een rol gespeeld. Dit gebied is een relatief ondiep (overwegend minder dan 200 m diep), warm en beschermt gelegen deel van de NO Atlantische regio (Rijkswaterstaat, 2019).

De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 80 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

8.1.2 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 8.1 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers binnen de doorrekening voor Kavel I en II zich verhoudt tot de schattingen voor Kavels I t/m IV binnen KEC 4.0.

Tabel 8.1 Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden. * Voor jan-van-gent is in de huidige doorrekening gebruik gemaakt van andere dichtheidsgegevens en een ander uitwijkingpercentage dan in KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER), waardoor de verhouding met KEC 4.0 niet relevant is.

Soort	huidige doorrekening kavel I + II						KEC 4.0 doorrekening IJmuiden Ver kavel I t/m IV			verhouding huidige doorrekening versus KEC 4.0	
	Alternatief 1			Alternatief 2			aanvaringen	habitatverlies	totaal	alternatief 1	alternatief 2
	aanvaringen	habitatverlies	totaal	aanvaringen	habitatverlies	totaal					
jan-van-gent	14	1	15	10	1	12	219	6	225	*	*
kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

De cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. De toetsing van de cumulatieve scenario's ten opzichte van de referentiesituatie zijn uitgevoerd met behulp van soortspecifieke drempelwaarden: Acceptable Levels of Impact (ALIs) (Potiek te al. 2022a). Deze soortspecifieke ALIs zijn in de vorm van: De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Zie bijlage 4 van het MER voor een nadere beschrijving en bijlage 11 van het MER over de aangescherpte ALIs.

Binnen KEC 4.0 zijn de geschatte effecten op populatieniveau getoetst met behulp van de ALI-drempelwaarde (Potiek et al. 2022a, b). Hierbij werd de drempelwaarde overschreden voor zowel het nationale scenario tot 2030 als het internationale scenario voor **jan-van-gent** en **zilvermeeuw**.

Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidig geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen. Vervolgens zijn er populatiemodellen gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en voor soorten waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten: **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw**, **noordse stormvogel**, **jan-van-gent** en **zilvermeeuw**. Bovendien blijkt uit de Soortenbijlage van het MER dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidig geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen. Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0

standhouden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden.

Conclusies cumulatieve impact lokaal verblijvende niet-broedvogels

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor zilvermeeuw en jan-van-gent wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Voor de zilvermeeuw kan dit deels komen door het lagere aantal slachtoffers dat wordt voorspeld voor kavel I en II ten opzichte van de berekeningen in het KEC 4.0 voor IJmuiden Ver, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's. Daarnaast zijn bij de berekeningen voor jan-van-gent in het kader van het MER voor IJmuiden Ver kavel II aanvullende dichtheidskaarten en een ander uitwijkpercentage gehanteerd dan in de berekeningen voor het KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER).

Aanvullend hierop zijn soorten getoetst waarvan de ALI-normen zijn aangescherpt (zie bijlage 11 van het MER). Conclusie daaruit is dat ook op basis van deze nieuwe ALI-normen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten kunnen worden, met uitzondering voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027). In het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) kunnen significant negatieve effecten voor alk en zeekoet wel worden uitgesloten. De bijdrage van windparken in kavel I / IV aan het cumulatieve aantal slachtoffers in alle offshore windparken in de Zuidelijke Noordzee (internationale scenario) is echter verwaarloosbaar (0,03% voor zeekoet en 0,06% voor alk). Dit komt doordat de aantallen slachtoffers in Britse en Duitse windparken vele malen hoger liggen omdat deze dichterbij broedkolonies zijn gelegen. In het geval van de zeekoet en de alk worden slachtoffers bijna uitsluitend verwacht als gevolg van habitatverlies. Omdat windparken niet in Natura 2000-gebieden ontwikkeld worden, gaat voor populaties binnen Natura 2000-gebieden ook geen habitat verloren. Bovendien kan bij soorten die risico lopen op aanvaringen een vlucht vanuit een Natura 2000-gebied naar een nabij windpark directe mortaliteit als gevolg hebben. Bij soorten die gevoelig zijn voor habitatverlies (zoals alken en zeekoeten) is dit niet het geval. Individuen uit een Natura 2000-gebied die in de buurt van een windpark komen, kunnen altijd veilig naar het beschermd natuurgebied terugkeren.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden en wordt alleen de nieuwe ALI-norm voor zeekoet en alk in het internationale scenario overschreden, waarbij vermeldt moet worden dat de bijdrage van windparken in IJmuiden Ver I/IV verwaarloosbaar is op basis van zware worst-case aannames. Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel. Op basis hiervan zijn significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie uitgesloten.

8.1.3 Broedende kolonievogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). Zodoende kan het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies berekend worden voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (zie Tabel 8.2).

Tabel 8.2 Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies. Voor de slachtofferaantallen van IJmuiden Ver Kavel I+II en de berekening van additionele sterfte, zie paragraaf 6.1.2. De slachtofferaantallen van de overige windparken zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.

	Duinen en L. L. Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub - THREE	1	-	0
EnBW He Dreih	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Totaal aantal	6	1	3
IJmuiden Ver I - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%
IJmuiden Ver I - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%

Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel betreft voor beide alternatieven 7 slachtoffers. Deze aantallen komen neer op een additionele sterfte van 0,47% van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel II. Daarnaast betreft het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine

mantelmeeuwen uit Duinen Vlieland voor beide alternatieven **1** slachtoffer, wat op een additionele sterfte van **0,14%** van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel II betekent. Tot slot vallen onder kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Waddenzee voor beide alternatieven **3** slachtoffers, wat leidt tot een additionele sterfte van **0,08%** van de natuurlijke sterfte. Dit houdt in dat de effecten in alle gevallen minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de soort bedragen en volgens het ORNIS-criterium is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor dus ook geen aantasting van de staat van instandhouding van de soort. Op basis hiervan concluderen we dat significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee met zekerheid zijn uit te sluiten.

8.1.4 Vogels tijdens seizoenstrek

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden et al. 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

8.2 Zeezoogdieren

8.2.1 Afbakening

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Het betreft de volgende geluidsbronnen:

- Apparatuur die wordt gebruikt voor geofysisch onderzoek in het plangebied en de kabeltracés voor het windpark (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de fundering van het TenneT-platforms IJmuiden Ver;

- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de turbinefunderingen.

Mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven. Voor wat betreft de mogelijke effecten van scheepsgeluid en seismische surveys betreft het reeds bestaande activiteiten; er kan van worden uitgegaan dat deze al zijn verdisconteerd in de huidige populatieomvang. En in paragraaf 4.2 is aangegeven dat effecten van geluid door scheepvaart als gevolg van windparken lokaal is en verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van zeezoogdieren. Het door draaiende windturbines geproduceerde geluid is weliswaar continu, maar komt alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het achtergrondgeluid uit (Tougaard e.a. 2009). Voor de overige bronnen van impulsief geluid geldt dat ze of niet op het NCP voorkomen (sonar) of op zo'n manier worden uitgevoerd dat effecten op zeezoogdieren worden voorkomen (explosieven).

Scenario's

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen voor de kavels I tot en met IV, in combinatie met de constructie van twee TenneT-platforms en seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

De TenneT-platforms hebben een zogenaamde jacketfundering, die elk met 8 palen in de zeebodem worden verankerd. Er wordt in overeenstemming met het KEC 4.0 van uitgegaan dat deze met een heien-energie van 2.000 kJ worden geheid en dat per dag 2 palen worden geheid. Bij de berekeningen is er voor de funderingen van de TenneT-platforms, anders dan voor de funderingen van de windturbines, conform het KEC 3.0 van uitgegaan dat een geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt toegepast.

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zee-kabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TenneT platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt (circa 3 procent). De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van IJmuiden Ver hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 3 van het achtergronddocument van HWE (bijlage 6 MER).

Volgens het scenario dat voor het KEC 4.0 is ontwikkeld worden in dezelfde periode dat er voor IJmuiden Ver wordt gebouwd, ook drie windparken door andere landen rond de Noordzee aangelegd. Het betreft het Duitse N-3.6, het Princess Elisabeth Fairybank windpark in België en Norfolk Boreas in het Verenigd Koninkrijk. Van geen van deze windparken zullen de verstoringscontouren tijdens de aanleg overlappen met het NCP (KEC 4.0). Daarmee is uit te sluiten dat in de periode van aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver ook effecten van de aanleg van andere windparken op het aantal, aan het NCP toegerekende bruinvissen optreden.

8.2.2 Cumulatieve effecten op populaties van zeezoogdieren

Bruinvissen

Toepassing geluidsnorm: SELSS (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 8.3 en Tabel 8.4. Ter indicatie zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismisch onderzoek hierin ook opgenomen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $\text{SEL}_{\text{ss}} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Tabel 8.3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines 15 MW en een onderwatergeluidsnorm van $\text{SELSS} (750\text{m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaaifunderingen	267	153 ± 11
Totaal funderingen turbines en platforms		164 ± 11

Tabel 8.4 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 200 turbines 20 MW en een onderwatergeluidsnorm van $\text{SELSS} (750\text{m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaaifunderingen	200	105 ± 9
Aanleg Tripod-funderingen	200	99 ± 10
Aanleg Jacket-funderingen	200	98 ± 9
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 115 ± 9

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid (95%) kan worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft (zie KEC 4.0 en het volgende kader). Dit is voorzichtiger dan de 80%-norm die in het kader van het ASCOBANS-verdrag is gesteld. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT-platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor alle alternatieven en in alle gevallen onder het totaal van ca. 169.000 bruinvisverstoringsdagen dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Kader 8.1 Ecologische norm voor bruinvissen in relatie tot ASCOBANS-verdrag (uit Deelrapport C, Samenvatting KEC 3.0, Rijkswaterstaat, 2019)

Ecologische norm voor bruinvissen in relatie tot ASCOBANS-verdrag

Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van impulsief onderwatergeluid door de bouw van de windparken voor bruinvissen is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van de populatie in het geding is. Uit berekeningen van Scheidat et al. (2013) blijkt dat volgens de methode van PBR de acceptabele grens voor het NCP ligt op 272 dieren/jaar voor alle activiteiten. Deze waarde heeft echter betrekking op directe sterfte en houdt geen rekening met het mogelijke indirecte effect van verminderde reproductie. Voor het stellen van acceptabele grenzen aan effecten op zeezoogdieren is van belang dat de staat van instandhouding van bruinvissen op het NCP als matig ongunstig is beoordeeld (Camphuysen & Siemensma, 2011). Op grond van het tussentijdse advies van de commissie MER op het concept MER voor de kavels I en II van het windenergiegebied Borssele is daarom besloten dat de populatie van de bruinvis als gevolg van de aanleg van windparken niet verder mag afnemen dan tot 95% van de huidige populatie. Verder is als eis gesteld dat er een grote mate van zekerheid (95%) moet zijn dat de afname van de populatie door de aanleg van de windparken niet groter is. Op grond van gegevens van Geelhoed et al. (2011, 2014) is geschat dat de populatie op het NCP uit 51.000 dieren bestaat (Scheidat, mond. mededel.). Dit betekent dat de totale populatie meer dan 48.450 dieren moet bedragen.

In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80% van het draagkrachtniveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het NCP is. Het met grote zekerheid (95%) instandhouden van de populatie op minimaal 95% van de huidige omvang, met de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030, kan als een veilige keuze worden beschouwd.

Toepassing geluidsnorm: SELSS (750m) = 164 dB re 1 μ Pa²s

Er zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij ervan is uitgegaan dat bij het heien van de turbinefunderingen een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 164 dB re 1 μ Pa²s. De resultaten van de berekeningen zijn opgenomen in Tabel 8.5 en Tabel 8.6.

Tabel 8.5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen: SEL_{SS} (750 m) = 164 dB re 1 μ Pa²s.

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	234 ± 16
Totaal funderingen turbines en platforms		244 ± 11

Tabel 8.6 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 200 turbines van 20 MW), de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen SELss (750 m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	165 ± 11
Aanleg Tripod-funderingen	200	156 ± 13
Aanleg Jacket-funderingen	200	155 ± 12
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 175 ± 9

Uit de resultaten blijkt dat bij de constructie van funderingen voor windturbines (met de geluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 het totale aantal bruinvisverstoringsdagen het totaal van ca. 169.000 bruinvisverstoringsdagen wordt overschreden dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde van 169.000 bruinvisverstoringsdagen zoals berekend in het KEC 4.0 konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Bij de constructie van turbinefunderingen (met de geluidsnorm van SELSS (750m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) en TenneT platforms volgens alternatief 2 ligt het totaal aantal berekende bruinvisverstoringsdagen in dezelfde orde van grootte als de waarde van het KEC 4.0. Omdat de in het KEC 4.0 berekende waarde van het totaal aantal bruinvisverstoringsdagen voor de kavels I – IV niet (substantieel) wordt overschreden bij alternatief 2 is de conclusie dat voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten. Bij de constructie volgens alternatief 1 wordt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver volgens het KEC 4.0 met ongeveer 44% overschreden bij toepassing van de geluidsnorm van SELSS (750m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringsdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm¹⁴ echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie paragraaf 8.2.3).

Zeehonden

Gewone zeehond

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 8.7 en Tabel 8.8.

¹⁴ De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken.

Tabel 8.7 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW en een onderwatergeluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s} en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	29 ± 3
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 3

Tabel 8.8 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW en een onderwatergeluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s} en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 2
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 2
Aanleg Jacket-funderingen	50	17 ± 2
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 19 ± 2

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft (zie KEC 4.0, Heinis, 2022). Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierversoringsdagen voor gewone zeehonden voor beide alternatieven en in alle gevallen ruim onder het totaal van ca. 4.200 dierversoringsdagen dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend.

Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de populatie van gewone zeehonden worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de populatie gewone zeehonden op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Grijze zeehond

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van grijze zeehonden. Voor deze soort is in het KEC 4.0 berekend dat significante effecten op de populatie zijn uit te sluiten bij ca. 4.520 dierversoringsdagen voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met de effecten van aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in onderstaande Tabel 8.9 en Tabel 8.10.

Tabel 8.9 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW en een onderwatergeluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s} en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1

Aanleg monopaalfunderingen	67	30 ± 6
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 6

Tabel 8.10 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW en een onderwatergeluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 4
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 4
Aanleg Jacket-funderingen	50	18 ± 4
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 20 ± 4

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van SEL_{SS} = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidsnorm van SEL_{SS} = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm¹⁵ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

8.2.3 Cumulatieve effecten Wind op zee op het NCP (2016 – 2030)

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend (Tabel 8.11). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden uitgegaan van één universele geluidsnorm van SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de drie soorten berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidsnorm van SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Omdat met het toepassen van deze geluidsnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden zijn voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidsnorm van SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ uitgevoerd.

Tabel 8.11 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten.

Energieakkoord en oude routekaart 2030	Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)		
	I	II	III

¹⁵ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidel jk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)	Zoekgebied 1 (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)
Hollandse Kust (west) VI/VII			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
Ca. 10 GW	10,7 GW	12,7 GW	16,7 GW

Bruinvissen

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de bruinvisspopulatie van de Noordzee en het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 8.12. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm niet wordt overschreden (en ruimte geeft voor toekomstige ontwikkelingen).

Tabel 8.12 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvisspopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidsnorm: SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidsnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringdagen internationaal	23,9 x 10 ⁶	23,8 x 10 ⁶	23,7 x 10 ⁶
Aantal bruinvisverstoringdagen NL-bijdrage	1,4 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁶
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	2,9%	2,6%	2,3%

In aanvulling hierop is berekend wat het effect is als uitgegaan wordt van een hogere geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ is gehanteerd voor de windkavels IJmuiden Ver I-IV, V en VI en Nederwiek I. Voor de overige windenergiegebieden van het cumulatiescenario is de geluidsnorm in de berekeningen niet aangepast. In Tabel 8.13 is een vergelijking gegeven van dit scenario met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor variant III.

Uit de berekeningen blijkt dat bij de aanleg van de kavels I – VI van IJmuiden Ver en Nederwiek I een hogere geluidsnorm dan 160 dB kan worden gehanteerd zonder dat daardoor de ecologische norm (max.

5% reductie) wordt overschreden. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor alle zes kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie 3,4% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op Natura 2000- gebieden zijn uit te sluiten.

Tabel 8.13 Effect van verschillende geluidsnormen voor de berekende reductie (5% kans) van het aantal bruinvissen op het NCP als gevolg van het heien van windturbinefunderingen volgens het KEC 4.0 scenario 2016 – 2030 (variant III). Bvvd = bruinvisverstoringdagen.

Variant	Bvvd /		Populatiereductie		
	x1000	# dieren	%		
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 168 dB	2.648	3.995	6,3		KEC 4.0
IJmuiden Ver I – VI + Nederwiek I: 164 dB, daarna 160 dB	1.697	2.106	3,4		Interpolatie
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 160 dB	1.517	1.797	2,9		KEC 4.0

Zeehonden

De berekende cumulatieve effecten uit KEC 4.0 van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 8.14 en Tabel 8.15. Er is daarbij uitgegaan van toepassing van een geluidsnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten van KEC 4.0 blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben, zelfs als het totale aantal dierverstoringdagen door het uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is¹⁶. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook.

Tabel 8.14 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidsnorm: $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidsnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringdagen oude routekaart 2030	92×10^3	92×10^3	92×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringdagen a.g.v. versnelling	48×10^3	45×10^3	44×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

¹⁶ In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de vital rates (overlevingskans en voortplantingssucces).

Tabel 8.15 Als Tabel 8.14 voor grijze zeehonden.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	58×10^3	58×10^3	58×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	24×10^3	22×10^3	21×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

8.2.4 Cumulatieve effecten op Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In de voorgaande paragrafen is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringscontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in paragrafen 8.2.2 en 8.2.3 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten, uitgaande van de geluidsnorm voor het heien in de windparken van $SEL_{ss}(750m) = 160$ of 164 dB re $1 \mu Pa^2s$. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In paragraaf 8.2 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten, uitgaande van de geluidsnorm voor het heien in de windparken van $SEL_{ss}(750m) = 160$ of 164 dB re $1 \mu Pa^2s$. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

9 Literatuurlijst

- Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.
- Aarts, G., 2021. Memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- de Backer, A., L. Wyns & K. Hostens, 2021. Continued expansion of the artificial reef effect in soft-sediment epibenthos and demersal fish assemblages in two established (10 years) Belgian offshore wind farms. In: S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin (Eds.), *Memoirs on the Marine Environment*. Blz. 61-68. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.
- Barbut, L., B. Vastenhoud, L. Vigin, S. Degraer, F.A.M. Volckaert & G. Lacroix, 2020. The proportion of flatfish recruitment in the North Sea potentially affected by offshore windfarms. *ICES Journal of Marine Science*, 77: blz. 1227–1237.
- Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic elds on marine organisms. In: *Offshore Wind Energy*. Springer. Pp. 223-234.
- Bolle, L.J., de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW et al. 2012 Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. *PLoS ONE* 7(3): e33052.
- Bolle, L.J., C. A. F. de Jong, S. M. Bierman, P. J. C. van Beck, P. W. Wessels, E. Blom, C. J. G. van Damme, H. V. Winter & R. P. A. Dekeling, 2016: Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 875: 91-100.
- Boon, A.R., S. Dirksen, M.F. Leopold & A. Brenninkmeier. 2012. A methodological update of the Framework for the Appropriate Assessment of the ecological effects of Offshore Windfarms at the Dutch Continental Shelf. *Deltares*.
- Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.
- Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011
- Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232.
- Brasseur, S., G. Aarts, E. Meesters, T. van Polanen Petel, E. Dijkman, J. Cremer & P. Reijnders. 2012. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms". Commissioned by Noordzeewind. IMARES report nr. C043/10.
- Brasseur, S. M. J. M. (2017). Seals in motion: how movements drive population development of harbour seals and grey seals in the North Sea (Doctoral dissertation, Wageningen University and Research).
- Brasseur, S. & G. Aarts, 2019. Memo: Gebruik van het Borndiep door zeehonden in relatie tot stroming. Een korte evaluatie op basis van beschikbare data. Wageningen Marine Research memo 1942583.
- Camphuysen, C.J. & M.L. Siemensma, 2011. Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in The Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

- CMACS (Centre for Marine and Coastal Studies). 2003. A Baseline Assessment of Electromagnetic Fields Generated by Offshore Windfarm Cables. Report No. COWRIE EMF-01-2002, 66. Centre for Marine and Coastal Studies, Birkenhead, UK.
- Copping, A.E., L.G. Hemery, H. Viehman, A.C. Seitz, G.J. Staines & D.J. Hasselman, 2021. Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes. *Biological Conservation*, 262: 109297.
- Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p 423–426.
- Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PloS one* 9(10): e109280.
- Degraer, S., W. Courtens, J. Haelters, K. Hostens, T. Jacques, F. Kerckhof, E. Stienen & G. Van Hoey (2010). Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. Brussel, België. 132 pp.
- Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W. P., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning: A synthesis. *Oceanography*, 33(4), 48–57. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.405>
- Descamps, S., M.R. Forbes, H.G. Gilchrist, O.P. Love & J. Bêty, 2011. Avian cholera, post-hatching survival and selection on hatch characteristics in a long-lived bird, the common eider *Somateria mollissima*. *Journal of Avian Biology* 42(1): 39-48.
- Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe, 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.
- Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09.2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/.../wka_fmaus.xls.
- Emma, B., 2016. A Review of the Evidence of Electromagnetic Field (Emf) Effects on Marine Organisms. *Res. Rev. J Ecol. Environ. Sci.* 4(4):22-26.
- Fey, D.P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulowicz, E., Otremba, Z. and Urban-Malinga, B., 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish?. *Aquatic Toxicology* 209: 150-158.
- Fijn, R.C. & J.W. de Jong 2019. Vogelwaarden van een mogelijk Natura 2000-gebied Bruine Bank. Populatieschattingen van kwalificerende, begrenzendende en niet-kwalificerende soorten binnen drie mogelijke gebiedsbegrenzingsen. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, F.A. Arts, J.W. de Jong, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M. Hoekstein, R.-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2020. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2019-2020. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 20.22, Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
- Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M.S.J. Hoekstein, Y. van der Horst, J. Leemans, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2022. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het

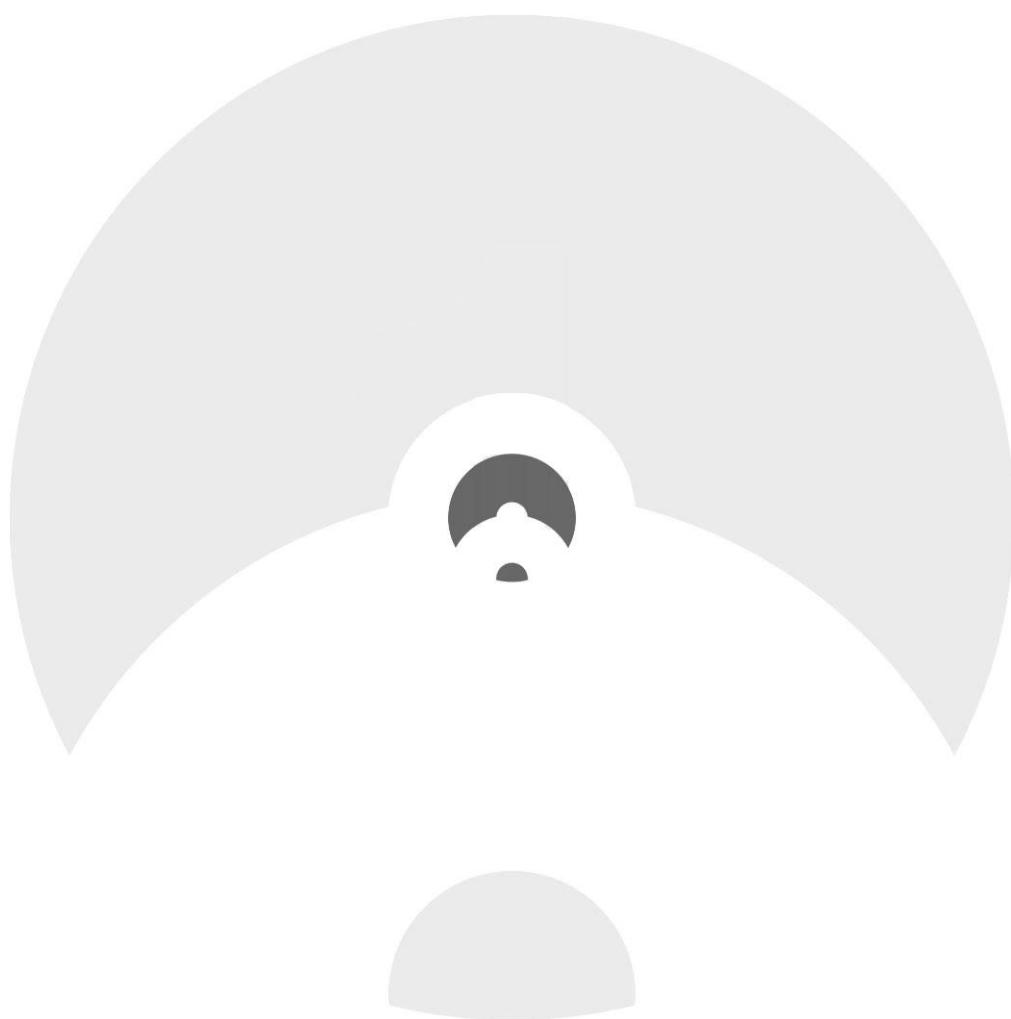
- Nederlands Continentaal Plat in 2020-2021. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 22.01, Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
- Garthe, S., V. Peschko, U. Kubetzki & A.-M. Corman, 2017. Seabirds as samplers of the marine environment—a case study of northern gannets. *Ocean Science* 13(2): 337.
- Geelhoed, S., M. Scheidat, G. Aarts, R. van Bemmelen, N. Janinhoff, H. Verdaat & R. Witte, 2011. Shortlist Masterplan Wind - Aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES report C103/11.
- Geelhoed, S., M. Scheidat & R. van Bemmelen, 2014. Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013. IMARES report C027/14.
- Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019 Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.
- Gill, A.B & M. Desender, 2020. Risk to animals from electromagnetic fields emitted by electric cables and marine renewable energy devices. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES), blz. 90-107.
- Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open sci.* 6: 190335.
- Gyimesi, A., J.J., Leemans, M. Schutter, J.W. de Jong A. Potiek & R.P. Middelveld, 2021. Achtergronddocument voor Passende Beoordeling Aanvullend ontwerp Programma Noordzee. Rapport 21-199. Bureau Waardenburg, Culemborg
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.
- JNCC, 2022. Joint SNCB Interim Displacement Advice Note. Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments. Joint Nature Conservation Committee
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Kastelein, R.A., J. Huybrechts, J. Covi & L. Helder-Hoek, 2017. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to Sounds from an Acoustic Porpoise Deterrent. *Aquatic Mammals* 43: 233 -244. DOI 10.1578/AM.43.3.2017.233.
- Geelhoed, S. C., Janinhoff, N., Lagerveld, S., & Verdaat, H. (2020). Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2019 (No. C016/20). Wageningen Marine Research.

- Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Report number: Final Report/Annual Report 2005: 134.
- Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.
- Lucke, K., U. Siebert, P.A. Lepper & M.-A. Blanchet, 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli,” J. Acoust. Soc. Am. 125, 4060–70.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/11/09/bijlage-aanvullend-ontwerp-programma-noordzee-2022-2027>.
- Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022. Programma Noordzee 2022 – 2027. www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027.
- Ministerie van LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol. Modell.* 272, 242–251.
- Nedelec, S.L., Campbell, J., Radford, A.N., Simpson, S.D. and Merchant, N.D., 2016. Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 836-842.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *MEPS* 496:99-108.
- NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.
- Öhman, M.C., Sigray, P. & Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO* 36: 630-634.
- Paelinckx, D., K. Sannen, V. Goethals, G. Louette, J. Rutten & M. Hoffmann, 2009. Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en de soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2009.6. INBO, Brussel.
- Peschko, V., M. Mercker & S. Garthe, 2020. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167(8).
- Petersen, I.K., T.K. Kjær, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Århus, Denmark, National Environmental Research Institute, Department of Wildlife Ecology and Biodiversity.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., & W.A. Tavolga, 2014. ASA S3 s–1C1. 4 TR-2014 sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical

- report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s-1C1 and registered with ANSI. New York, NY: Springer.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Prins, et al, Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms', 2008 Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de routekaart windenergie op zee tot 2030. Deelrapport C: Samenvatting
- Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.
- Scheidat, M., R. Leaper, M. van den Heuvel-Greve & A. Winship, 2013. Setting Maximum Mortality Limits for Harbour Porpoises in Dutch Waters to Achieve Conservation Objectives. *Open Journal of Marine Science* 2013, 3.
- SEAMARCO, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the Shortlist Masterplan Wind 'Monitoring the Ecological Impact of Offshore Wind Farms on the Dutch Continental Shelf'. commissioned by the Department of Water Management of the Netherlands Ministry of Infrastructure and Environment. SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Snoek, R., R de Swart, K. Didden, W. Lengkeek & M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study.
- Soldaat, L., & Poot, M. (2020). Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee-Kwaliteitsborging IHM 2019. Centraal Bureau voor de Statistiek.
- Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766 – 3773.
- Tyack, P.L. & L. Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 29(S1):242–253.
- Van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.
- Vanermen, N., E.W.M. Stienen, T. Onkelinx, W. Courtens & M. Van de Walle, 2011. Seabirds & offshore wind farms: Power and impact analyses 2010. in S. Dagraer, R. Brabant & B. Rumes (Ed.). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and*

- targeted monitoring. Blz. 93-129. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. Brussel.
- Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology* 15: 369-375.
- Westerberg, H., I. Lagenfelt, & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. *Ices Journal of Marine Science* 64: 1457-1462.
- Weston, D.E. 1971. Intensity-range relations in oceanographic acoustics. *Journal of Sound and Vibration* 18(2), pp 271-287.
- Weston, D.E. 1976. Propagation in water with uniform sound velocity but variable-depth lossy bottom', *Journal of Sound and Vibration* 47(4), pp 473-483.
- Whyte, K.F., D.J.F. Russell, C.E. Sparling, B. Binnerts and G.D. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948-3958.
- Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.

Bijlage 10
Elektrischeitsopbrengst



PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV kavel I

Setup

AEP scaled to a full year based on number of samples
Scaling factor from 15 0 years to 1 year: 0.067

Calculation performed in UTM (north)-WGS84 Zone: 31
At the site centre the difference between grid north and true north is: 0.4°

Wake

Wake Model: N.O. Jensen (RISØ/EMD) Park 2 2018
Wake decay constant
Wake decay constant: 0.060 DTU default offshore

Blockage

Blockage Model: Self similar model (Forsting: 2017)

Gamma (?) Alpha (a) Beta (B) Lambda (?) Eta (?)
1.100 0.889 1.414 0.587 1.320

Note: When wake reductions are mentioned in this report, it also includes reduction from blockage.

Reference WTG: IEA Offshore Reference 15000 240.0 I-I hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29215)

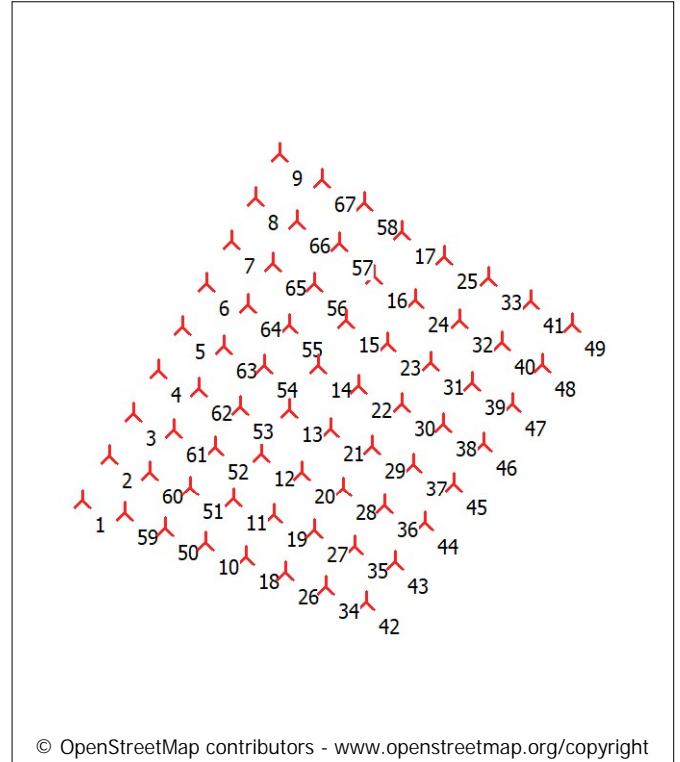
Scaler/wind data

Name: EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling: Measured Data Scaling (WASP Stability / A-Parameter)
Micro terrain flow model: WASP IBZ from Site Data
Used period: 01/01/2004 - 31/12/2018 18:00:00
Meteo object(s): KNMI-KNW_N53.02418_E003.49527 (44) (1) - IJV noord
KNMI-KNW_N52.80124_E003.33874 (46) (1) - IJV west
KNMI-KNW_N52.75354_E003.56012 (47) (1) - IJV zuid
KNMI-KNW_N52.88574_E003.75126 (48) (1) - IJV oost
KNMI-KNW_N52.86639_E003.52700 (49) (1) - IJV midden
Horizontal interpolation: Distance weighted with selected meteo objects
Displacement height: Omnidirectional from objects
WASP version: WASP 12 Version 12.03.0016

Power correction (All new WTGs)

Power curve correction (adjusted IEC method, improved to match turbine control)

	Min	Max	Avg	Corr. [%]	Neg. corr. [%]	Pos. corr. [%]
Air density						
From air density settings [°C]	8.7	8.7	8.7			
From air density settings [hPa]	995.0	995.0	995.0			
Resulting air density [kg/m³]	1.230	1.230	1.230			
Relative to 15°C at sea level [%]	100.4	100.4	100.4	0.1	0.0	0.1



▲ New WTG

Calculated Annual Energy for Wind Farm

WTG combination	Result PARK [MWh/y]	GROSS (no loss) Free WTGs [MWh/y]	Wake loss [%]	Specific results ^{a)}		Wind speed		
				Capacity factor [%]	Mean WTG result [MWh/y]	Full load hours [Hours/year]	free [m/s]	wake reduced [m/s]
Wind farm	4,766,664.8	5,465,639.8	12.8	54.1	71,144.3	4,743	10.1	9.4

^{a)} Based on wake reduced results and any curtailments.

Calculated Annual Energy for each of 67 new WTGs with total 1,005.0 MW rated power

WTG type	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy		Wind speed	
							Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
1 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,270.8	6.3	10.12	9.77	
2 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,465.4	8.5	10.12	9.63	
3 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,758.7	9.4	10.12	9.58	
4 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,979.0	9.7	10.16	9.60	
5 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,856.4	9.8	10.16	9.59	
6 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,956.0	9.7	10.16	9.59	
7 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,286.9	9.3	10.16	9.61	
8 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,933.6	8.5	10.16	9.65	
9 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,496.6	6.6	10.16	9.76	
10 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,908.5	10.4	10.12	9.54	
11 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,304.6	13.6	10.12	9.34	
12 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,170.9	15.0	10.12	9.25	
13 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,642.1	15.7	10.12	9.21	
14 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,539.4	15.8	10.12	9.20	
15 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,352.5	15.3	10.16	9.26	
16 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,114.2	14.4	10.16	9.31	
17 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,099.9	12.0	10.16	9.44	
18 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,696.7	10.7	10.12	9.53	
19 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,035.7	14.0	10.12	9.33	

To be continued on next page...

^{*}) Included in wake losses is influence from 279 WTG(s) in the neighborhood, which has status as "Reference WTGs", see separate report to identify these.

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV kavel I

...continued from previous page

WTG type	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy		Wind speed	
							Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
20 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,857.1	15.4	10.12	9.24
21 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,298.8	16.1	10.12	9.19
22 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,181.8	16.3	10.12	9.18
23 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,514.4	15.8	10.12	9.19
24 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,858.0	14.7	10.16	9.29
25 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,881.4	12.2	10.16	9.43
26 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,702.9	10.7	10.12	9.53
27 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,102.5	13.9	10.12	9.33
28 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,979.0	15.3	10.12	9.24
29 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,463.7	15.9	10.12	9.20
30 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,379.6	16.0	10.12	9.19
31 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,716.7	15.6	10.12	9.21
32 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,035.5	14.5	10.16	9.30
33 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,057.5	12.0	10.16	9.44
34 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,991.1	10.3	10.12	9.54
35 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,498.6	13.4	10.12	9.36
36 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,435.0	14.7	10.12	9.27
37 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,970.6	15.3	10.12	9.23
38 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,893.1	15.4	10.12	9.22
39 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,177.8	15.0	10.12	9.24
40 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,915.9	14.1	10.12	9.29
41 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,329.1	11.7	10.16	9.46
42 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,018.1	9.1	10.12	9.61
43 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,870.0	11.7	10.12	9.45
44 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,000.6	12.8	10.12	9.38
45 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,611.0	13.3	10.12	9.35
46 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,539.0	13.4	10.12	9.34
47 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,779.5	13.1	10.12	9.35
48 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,381.2	12.3	10.12	9.39
49 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,940.3	10.4	10.12	9.49
50 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,364.6	9.9	10.12	9.57
51 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,810.8	13.0	10.12	9.38
52 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,657.8	14.4	10.12	9.29
53 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,084.2	15.1	10.12	9.24
54 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,883.3	15.4	10.12	9.22
55 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,468.8	15.2	10.16	9.27
56 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,864.3	14.7	10.16	9.30
57 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,729.5	13.6	10.16	9.35
58 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,765.8	11.1	10.16	9.48
59 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,220.7	8.8	10.12	9.63
60 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,865.2	11.7	10.12	9.46
61 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,837.9	13.0	10.12	9.38
62 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,365.2	13.6	10.12	9.34
63 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,717.8	13.6	10.16	9.37
64 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,799.1	13.5	10.16	9.37
65 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,174.6	13.1	10.16	9.39
66 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,968.2	12.1	10.16	9.44
67 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,839.3	9.8	10.16	9.57

Annual Energy results includes shown losses. For expected NET AEP (expected sold production), see report Loss & Uncertainty.

WTG siting

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008				Z	Row data/Description	Calculation period	
	X (east)	Y (north)					Start	End
1 New	24,607	533,531	0.0	IEA Offshore Reference 15000	240.0	!-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29215)	01/01/2004	31/12/2018
2 New	25,399	534,732	0.0	IEA Offshore Reference 15000	240.0	!-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.2)	01/01/2004	31/12/2018
3 New	26,106	535,871	0.0	IEA Offshore Reference 15000	240.0	!-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.3)	01/01/2004	31/12/2018
4 New	26,813	537,010	0.0	IEA Offshore Reference 15000	240.0	!-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.4)	01/01/2004	31/12/2018
5 New	27,519	538,149	0.0	IEA Offshore Reference 15000	240.0	!-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.5)	01/01/2004	31/12/2018
6 New	28,225	539,289	0.0	IEA Offshore Reference 15000	240.0	!-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.6)	01/01/2004	31/12/2018
7 New	28,932	540,428	0.0	IEA Offshore Reference 15000	240.0	!-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.7)	01/01/2004	31/12/2018

To be continued on next page...

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV kavel I

...continued from previous page

Dutch Stereo-RD/NAP 2008				Calculation period		
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
8 New	29,638	541,568	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.8)	01/01/2004	31/12/2018
9 New	30,341	542,750	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.9)	01/01/2004	31/12/2018
10 New	27,998	532,308	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.1)	01/01/2004	31/12/2018
11 New	28,806	533,488	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.2)	01/01/2004	31/12/2018
12 New	29,615	534,668	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.3)	01/01/2004	31/12/2018
13 New	30,423	535,848	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.4)	01/01/2004	31/12/2018
14 New	31,232	537,029	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.5)	01/01/2004	31/12/2018
15 New	32,040	538,209	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.6)	01/01/2004	31/12/2018
16 New	32,849	539,389	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.7)	01/01/2004	31/12/2018
17 New	33,657	540,569	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.8)	01/01/2004	31/12/2018
18 New	29,099	531,880	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.1)	01/01/2004	31/12/2018
19 New	29,914	533,019	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.2)	01/01/2004	31/12/2018
20 New	30,729	534,158	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.3)	01/01/2004	31/12/2018
21 New	31,543	535,297	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.4)	01/01/2004	31/12/2018
22 New	32,358	536,437	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.5)	01/01/2004	31/12/2018
23 New	33,173	537,576	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.6)	01/01/2004	31/12/2018
24 New	33,987	538,715	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.7)	01/01/2004	31/12/2018
25 New	34,801	539,855	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.8)	01/01/2004	31/12/2018
26 New	30,201	531,452	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.1)	01/01/2004	31/12/2018
27 New	31,031	532,567	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.2)	01/01/2004	31/12/2018
28 New	31,861	533,683	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.3)	01/01/2004	31/12/2018
29 New	32,691	534,798	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.4)	01/01/2004	31/12/2018
30 New	33,521	535,914	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.5)	01/01/2004	31/12/2018
31 New	34,352	537,029	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.6)	01/01/2004	31/12/2018
32 New	35,182	538,145	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.7)	01/01/2004	31/12/2018
33 New	36,011	539,261	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.8)	01/01/2004	31/12/2018
34 New	31,302	531,023	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.1)	01/01/2004	31/12/2018
35 New	32,142	532,107	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.2)	01/01/2004	31/12/2018
36 New	32,981	533,190	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.3)	01/01/2004	31/12/2018
37 New	33,821	534,273	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.4)	01/01/2004	31/12/2018
38 New	34,660	535,357	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.5)	01/01/2004	31/12/2018
39 New	35,500	536,440	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.6)	01/01/2004	31/12/2018
40 New	36,339	537,524	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.7)	01/01/2004	31/12/2018
41 New	37,178	538,607	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.8)	01/01/2004	31/12/2018
42 New	32,400	530,595	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.1)	01/01/2004	31/12/2018
43 New	33,245	531,645	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.2)	01/01/2004	31/12/2018
44 New	34,087	532,695	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.3)	01/01/2004	31/12/2018
45 New	34,928	533,745	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.4)	01/01/2004	31/12/2018
46 New	35,770	534,795	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.5)	01/01/2004	31/12/2018
47 New	36,611	535,845	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.6)	01/01/2004	31/12/2018
48 New	37,452	536,895	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.7)	01/01/2004	31/12/2018
49 New	38,294	537,945	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.8)	01/01/2004	31/12/2018
50 New	26,896	532,736	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.1)	01/01/2004	31/12/2018
51 New	27,613	533,815	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.2)	01/01/2004	31/12/2018
52 New	28,330	534,894	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.3)	01/01/2004	31/12/2018
53 New	29,047	535,973	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.4)	01/01/2004	31/12/2018
54 New	29,763	537,053	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.5)	01/01/2004	31/12/2018
55 New	30,480	538,132	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.6)	01/01/2004	31/12/2018
56 New	31,197	539,211	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.7)	01/01/2004	31/12/2018
57 New	31,913	540,290	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.8)	01/01/2004	31/12/2018
58 New	32,630	541,370	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.9)	01/01/2004	31/12/2018
59 New	25,791	533,160	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.1)	01/01/2004	31/12/2018
60 New	26,504	534,272	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.2)	01/01/2004	31/12/2018
61 New	27,214	535,379	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.3)	01/01/2004	31/12/2018
62 New	27,924	536,487	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.4)	01/01/2004	31/12/2018
63 New	28,634	537,594	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.5)	01/01/2004	31/12/2018
64 New	29,344	538,702	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.6)	01/01/2004	31/12/2018
65 New	30,054	539,810	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.7)	01/01/2004	31/12/2018
66 New	30,763	540,917	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.8)	01/01/2004	31/12/2018
67 New	31,473	542,025	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.9)	01/01/2004	31/12/2018

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV cumulatief

Setup

AEP scaled to a full year based on number of samples
Scaling factor from 15 0 years to 1 year: 0.067

Calculation performed in UTM (north)-WGS84 Zone: 31
At the site centre the difference between grid north and true north is: 0.4°

Wake

Wake Model: N.O. Jensen (RISØ/EMD) Park 2 2018
Wake decay constant
Wake decay constant: 0.060 DTU default offshore

Blockage

Blockage Model: Self similar model (Forsting: 2017)

Gamma (?) Alpha (a) Beta (B) Lambda (?) Eta (?)
1.100 0.889 1.414 0.587 1.320

Note: When wake reductions are mentioned in this report, it also includes reduction from blockage.

Reference WTG: IEA Offshore Reference 15000 240.0 I-I hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29215)

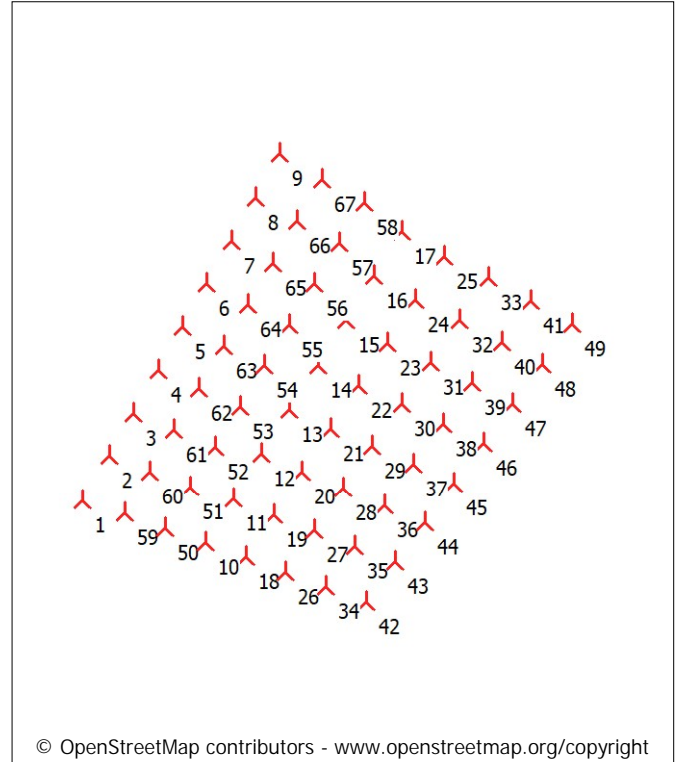
Scaler/wind data

Name: EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling: Measured Data Scaling (WASP Stability / A-Parameter)
Micro terrain flow model: WASP IBZ from Site Data
Used period: 01/01/2004 - 31/12/2018 18:00:00
Meteo object(s): KNMI-KNW_N53.02418_E003.49527 (44) (1) - IJV noord
KNMI-KNW_N52.80124_E003.33874 (46) (1) - IJV west
KNMI-KNW_N52.75354_E003.56012 (47) (1) - IJV zuid
KNMI-KNW_N52.88574_E003.75126 (48) (1) - IJV oost
KNMI-KNW_N52.86639_E003.52700 (49) (1) - IJV midden
Horizontal interpolation: Distance weighted with selected meteo objects
Displacement height: Omnidirectional from objects
WASP version: WASP 12 Version 12.03.0016

Power correction (All new WTGs)

Power curve correction (adjusted IEC method, improved to match turbine control)

	Min	Max	Avg	Corr. [%]	Neg. corr. [%]	Pos. corr. [%]
Air density						
From air density settings [°C]	8.7	8.7	8.7			
From air density settings [hPa]	995.0	995.0	995.0			
Resulting air density [kg/m³]	1.230	1.230	1.230			
Relative to 15°C at sea level [%]	100.4	100.4	100.4	0.1	0.0	0.1



▲ New WTG

Calculated Annual Energy for Wind Farm

WTG combination	Result PARK [MWh/y]	GROSS (no loss) Free WTGs [MWh/y]	Wake loss [%]	Specific results ^{a)}		Wind speed		
				Capacity factor [%]	Mean WTG result [MWh/y]	Full load hours [Hours/year]	free [m/s]	wake reduced [m/s]
Wind farm	4,336,913.1	5,465,639.8	20.7	49.2	64,730.0	4,315	10.1	8.9

^{a)} Based on wake reduced results and any curtailments.

Calculated Annual Energy for each of 67 new WTGs with total 1,005.0 MW rated power

WTG type	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy		Wind speed	
							Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
1 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,338.4	14.8	10.12	9.28	
2 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,276.6	18.6	10.12	9.06	
3 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,623.4	20.6	10.12	8.93	
4 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,038.7	21.8	10.16	8.89	
5 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,245.8	22.8	10.16	8.83	
6 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,704.5	23.4	10.16	8.79	
7 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,330.8	23.9	10.16	8.76	
8 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,052.5	24.2	10.16	8.74	
9 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,731.3	24.6	10.16	8.71	
10 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,047.0	15.2	10.12	9.26	
11 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,007.0	18.9	10.12	9.03	
12 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,460.8	20.8	10.12	8.91	
13 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,738.5	22.0	10.12	8.83	
14 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,818.4	22.8	10.12	8.78	
15 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,886.1	23.2	10.16	8.79	
16 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,526.3	23.6	10.16	8.77	
17 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,397.6	23.8	10.16	8.76	
18 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,241.1	15.0	10.12	9.27	
19 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,210.2	18.7	10.12	9.05	

To be continued on next page...

^{*}) Included in wake losses is influence from 1076 WTG(s) in the neighborhood, which has status as "Reference WTGs", see separate report to identify these.

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV cumulatief

...continued from previous page

WTG type	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy		Wind speed	
							Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
20 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,640.7	20.6	10.12	8.93
21 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,663.2	21.8	10.12	8.86
22 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,049.6	22.6	10.12	8.81
23 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,669.9	23.0	10.12	8.78
24 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,968.0	23.1	10.16	8.80
25 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,875.8	23.2	10.16	8.79
26 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,537.1	14.6	10.12	9.29
27 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,623.2	18.2	10.12	9.08
28 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,162.7	20.0	10.12	8.97
29 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,255.3	21.1	10.12	8.90
30 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,672.0	21.8	10.12	8.85
31 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,321.8	22.2	10.12	8.82
32 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,605.9	22.3	10.16	8.85
33 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,409.6	22.6	10.16	8.83
34 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,058.1	14.0	10.12	9.33
35 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,309.6	17.3	10.12	9.12
36 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,942.0	19.0	10.12	9.02
37 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,129.8	20.0	10.12	8.96
38 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,609.5	20.6	10.12	8.92
39 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,271.6	21.1	10.12	8.89
40 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,045.8	21.3	10.12	8.87
41 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,301.8	21.5	10.16	8.89
42 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,276.7	12.5	10.12	9.41
43 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,919.3	15.3	10.12	9.24
44 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,792.9	16.7	10.12	9.15
45 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,092.9	17.6	10.12	9.09
46 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,646.5	18.1	10.12	9.06
47 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,356.6	18.5	10.12	9.03
48 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,140.4	18.8	10.12	9.02
49 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,872.0	19.1	10.12	8.99
50 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,936.5	15.3	10.12	9.25
51 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,854.3	19.1	10.12	9.03
52 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,221.7	21.1	10.12	8.90
53 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,173.6	22.4	10.12	8.82
54 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,492.2	23.2	10.12	8.77
55 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,527.3	23.6	10.16	8.77
56 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,188.4	24.1	10.16	8.75
57 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,931.0	24.4	10.16	8.72
58 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,895.3	24.4	10.16	8.72
59 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,979.0	15.3	10.12	9.26
60 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,852.9	19.1	10.12	9.03
61 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,180.9	21.2	10.12	8.90
62 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,117.4	22.5	10.12	8.82
63 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,926.3	23.2	10.16	8.81
64 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,430.9	23.8	10.16	8.77
65 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,055.4	24.2	10.16	8.74
66 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,808.1	24.5	10.16	8.72
67 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	61,706.3	24.6	10.16	8.71

Annual Energy results includes shown losses. For expected NET AEP (expected sold production), see report Loss & Uncertainty.

WTG siting

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008				Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
1 New	24,607	533,531	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29215)	01/01/2004	31/12/2018
2 New	25,399	534,732	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.2)	01/01/2004	31/12/2018
3 New	26,106	535,871	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.3)	01/01/2004	31/12/2018
4 New	26,813	537,010	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.4)	01/01/2004	31/12/2018
5 New	27,519	538,149	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.5)	01/01/2004	31/12/2018
6 New	28,225	539,289	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.6)	01/01/2004	31/12/2018
7 New	28,932	540,428	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.7)	01/01/2004	31/12/2018

To be continued on next page...

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV cumulatief

...continued from previous page

		Dutch Stereo-RD/NAP 2008					Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z	Row data/Description		Start	End	
	[m]							
8 New	29,638	541,568	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.8)		01/01/2004	31/12/2018	
9 New	30,341	542,750	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29196.9)		01/01/2004	31/12/2018	
10 New	27,998	532,308	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.1)		01/01/2004	31/12/2018	
11 New	28,806	533,488	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.2)		01/01/2004	31/12/2018	
12 New	29,615	534,668	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.3)		01/01/2004	31/12/2018	
13 New	30,423	535,848	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.4)		01/01/2004	31/12/2018	
14 New	31,232	537,029	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.5)		01/01/2004	31/12/2018	
15 New	32,040	538,209	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.6)		01/01/2004	31/12/2018	
16 New	32,849	539,389	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.7)		01/01/2004	31/12/2018	
17 New	33,657	540,569	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29199.8)		01/01/2004	31/12/2018	
18 New	29,099	531,880	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.1)		01/01/2004	31/12/2018	
19 New	29,914	533,019	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.2)		01/01/2004	31/12/2018	
20 New	30,729	534,158	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.3)		01/01/2004	31/12/2018	
21 New	31,543	535,297	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.4)		01/01/2004	31/12/2018	
22 New	32,358	536,437	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.5)		01/01/2004	31/12/2018	
23 New	33,173	537,576	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.6)		01/01/2004	31/12/2018	
24 New	33,987	538,715	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.7)		01/01/2004	31/12/2018	
25 New	34,801	539,855	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29200.8)		01/01/2004	31/12/2018	
26 New	30,201	531,452	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.1)		01/01/2004	31/12/2018	
27 New	31,031	532,567	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.2)		01/01/2004	31/12/2018	
28 New	31,861	533,683	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.3)		01/01/2004	31/12/2018	
29 New	32,691	534,798	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.4)		01/01/2004	31/12/2018	
30 New	33,521	535,914	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.5)		01/01/2004	31/12/2018	
31 New	34,352	537,029	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.6)		01/01/2004	31/12/2018	
32 New	35,182	538,145	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.7)		01/01/2004	31/12/2018	
33 New	36,011	539,261	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29201.8)		01/01/2004	31/12/2018	
34 New	31,302	531,023	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.1)		01/01/2004	31/12/2018	
35 New	32,142	532,107	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.2)		01/01/2004	31/12/2018	
36 New	32,981	533,190	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.3)		01/01/2004	31/12/2018	
37 New	33,821	534,273	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.4)		01/01/2004	31/12/2018	
38 New	34,660	535,357	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.5)		01/01/2004	31/12/2018	
39 New	35,500	536,440	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.6)		01/01/2004	31/12/2018	
40 New	36,339	537,524	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.7)		01/01/2004	31/12/2018	
41 New	37,178	538,607	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29202.8)		01/01/2004	31/12/2018	
42 New	32,400	530,595	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.1)		01/01/2004	31/12/2018	
43 New	33,245	531,645	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.2)		01/01/2004	31/12/2018	
44 New	34,087	532,695	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.3)		01/01/2004	31/12/2018	
45 New	34,928	533,745	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.4)		01/01/2004	31/12/2018	
46 New	35,770	534,795	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.5)		01/01/2004	31/12/2018	
47 New	36,611	535,845	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.6)		01/01/2004	31/12/2018	
48 New	37,452	536,895	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.7)		01/01/2004	31/12/2018	
49 New	38,294	537,945	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29203.8)		01/01/2004	31/12/2018	
50 New	26,896	532,736	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.1)		01/01/2004	31/12/2018	
51 New	27,613	533,815	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.2)		01/01/2004	31/12/2018	
52 New	28,330	534,894	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.3)		01/01/2004	31/12/2018	
53 New	29,047	535,973	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.4)		01/01/2004	31/12/2018	
54 New	29,763	537,053	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.5)		01/01/2004	31/12/2018	
55 New	30,480	538,132	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.6)		01/01/2004	31/12/2018	
56 New	31,197	539,211	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.7)		01/01/2004	31/12/2018	
57 New	31,913	540,290	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.8)		01/01/2004	31/12/2018	
58 New	32,630	541,370	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29198.9)		01/01/2004	31/12/2018	
59 New	25,791	533,160	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.1)		01/01/2004	31/12/2018	
60 New	26,504	534,272	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.2)		01/01/2004	31/12/2018	
61 New	27,214	535,379	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.3)		01/01/2004	31/12/2018	
62 New	27,924	536,487	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.4)		01/01/2004	31/12/2018	
63 New	28,634	537,594	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.5)		01/01/2004	31/12/2018	
64 New	29,344	538,702	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.6)		01/01/2004	31/12/2018	
65 New	30,054	539,810	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.7)		01/01/2004	31/12/2018	
66 New	30,763	540,917	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.8)		01/01/2004	31/12/2018	
67 New	31,473	542,025	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29197.9)		01/01/2004	31/12/2018	

Bijlage 11
Actualisatie ALI-toets





NOTITIE

Pondera Consult
Dhr. J. Sissingh
Amsterdamseweg 13
6814 CM, Arnhem

DATUM: 1 juni 2023
AUTEUR: A. Potiek & A. Gyimesi
PROJECTLEIDER: dr. A. Gyimesi
TWEEDE LEZER: R.C. Fijn, MSc.
STATUS: definitief

Doorrekening nieuwe ALI-normen voor cumulatief scenario offshore windparken t/m 2027

In de Milieueffectrapportage (MER) voor windparken IJmuiden Ver kavels I t/m IV zijn de effecten op natuur van het windpark in cumulatie met alle (geplande) windparken op de zuidelijke Noordzee (internationaal scenario), dan wel de windparken op het Nederlands Continentaal Plat (nationaal scenario) tot en met 2027 in beeld gebracht. De cumulatieve effecten van gerealiseerde en geplande windparken op de Noordzee zijn eerder in kaart gebracht in het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) 4.0 (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022). Het KEC 4.0 gebruikt voor vogels de (nieuwe) ALI-methodiek (Acceptabel Level of Impact) en door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) gestelde werknormen.

LNV heeft recent de werknormen zoals gehanteerd in het KEC 4.0 voor een aantal vogelsoorten aangepast; het gaat daarbij zowel om strengere, als om minder strenge normen (zie tabel 1). Ook zijn er soorten waar de norm niet is gewijzigd. Om te kunnen beoordelen of de impact onder de aangepaste ALI-normering blijft, was een nieuwe berekening nodig. Het ministerie van Economische Zaken en Klimaat (EZK) heeft Waardenburg Ecology daarom opdracht gegeven om de cumulatieve effecten van windparken op de Noordzee op vogels te berekenen om een toetsing tegen de nieuwe ALI-normen mogelijk te maken. De door te rekenen scenario's betreffen zowel het internationale als het nationale scenario (respectievelijk internationale of Nederlandse windparken in de zuidelijke en centrale Noordzee die naar verwachting in 2027 operationeel zijn).

In de nabije toekomst zal gekeken worden of de ALI-methodiek aangepast wordt. Bovendien zal in de toekomst een vervolgstudie plaatsvinden waarbij de aannames binnen de populatiemodellen opnieuw bekeken worden. De populatiemodellen liggen ten grondslag aan de ALI-methodiek. Zowel aanpassing van deze modellen als aanpassing van ALI-methodiek kunnen de uitkomsten van de ALI-toetsing beïnvloeden. Op dit moment



hebben deze toekomstige aanpassingen geen invloed op de huidige besluitvorming: de ALI-methodiek van het KEC 4.0 blijft momenteel van kracht en wordt de nieuwe normering vastgesteld door LNV in voorliggend rapport gebruikt om de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver kavels I-IV in cumulatie te toetsen.



Aanpak

Afbakening soorten

De aanvullende berekeningen waren enkel van toepassing op soorten waarvoor de ALI-werknormen strenger zijn geworden. Uit het aangeleverde overzicht met de aangepaste ALI-normen bleek dat deze voor dertien soorten strenger is geworden, voor vier soorten minder streng, en voor zes soorten gelijk is gebleven (Tabel 1). De cumulatieve effecten zijn daarom opnieuw doorgerekend voor rotgans, bergeend, roodkeelduiker, kanoet, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, grote stern, visdief, zwarte stern, zeekoet, alk en spreeuw.

Tabel 1 Soortspecifieke normering voor toetsing van effecten van offshore windparken. Voor vetgedrukte soorten is de ALI-normering strenger geworden ten opzichte van de werknormen gebruikt voor KEC4.0. Voor deze soorten zijn de cumulatieve effecten opnieuw doorgerekend. X is de acceptabele afname in drie generaties of 10 jaar (langste van deze twee op basis van de generatietijd). Pc is de acceptabele causaliteit. Dit geeft de acceptabele fractie van alle overschrijding van X die het gevolg mag zijn van de impact.

Soort	ALI-normering strenger?	Nieuwe normering	
		X (in %)	Pc (resulteert in Y)
Kleine zwaan	nee, minder streng	15	0.5
Rotgans	Ja	30	0.1
Bergeend	Ja	30	0.1
Roodkeelduiker	ja	30	0.1
Noordse Stormvogel	nee, gelijk	15	0.1
Jan-van-gent	nee, gelijk	30	0.5
Kanoet	ja	15	0.1
Rosse grutto	nee, minder streng	30	0.1
Wulp	nee, gelijk	15	0.1
Grote jager	ja	30	0.1
Kleine jager	nee, gelijk	15	0.1
Drieteenmeeuw	nee, minder streng	15	0.5
Grote mantelmeeuw	ja	15	0.5
Zilvermeeuw	nee, minder streng	15	0.5
Kleine mantelmeeuw	nee, gelijk	30	0.5
Dwergmeeuw	ja	30	0.1
Grote stern	ja	15	0.1
Visdief	ja	15	0.1
Zwarte stern	ja	15	0.1
Zeekoet	ja	30	0.1
Alk	ja	30	0.1
Papegaaiduiker	nee, gelijk	15	0.1
Spreeuw	ja	15	0.5



Uitleg populatiemodellen en ALI-methodiek

Populatiemodellen

Voor de populatiemodellen is dezelfde methodiek toegepast als in KEC4.0 (van Kooten *et al.* 2019; Potiek *et al.* 2019; Rijkswaterstaat 2019; Potiek *et al.* 2022b; Soudijn *et al.* 2022). De populatiegrootte voor het internationale en het nationale scenario is hierbij gebaseerd op de dichtheidskaarten voor de betreffende regio. Voor iedere tweemaandelijks periode wordt de populatiegrootte geschat op basis van de dichtheidskaart. Voor de populatiemodellen is een populatiegrootte voor een jaar nodig. Net als binnen KEC 4.0 is de hoogste populatieschatting binnen een tweemaandelijks periode als proxy genomen voor de populatiegrootte.

Voor iedere tweemaandelijks periode worden de slachtofferaantallen gerelateerd aan de populatiegrootte voor dezelfde periode, wat per tweemaandelijks periode een fractie sterfte oplevert. Vervolgens wordt de maximale fractie sterfte per tweemaandelijks periode omgerekend naar de sterfte per jaar, wat vervolgens wordt doorgerekend in de populatiemodellen.

Verdere input voor de populatiemodellen zijn de leeftijdsspecifieke overleving en reproductief succes. Deze inputparameters zijn niet veranderd ten opzichte van KEC4.0. Voor meer informatie verwijzen we naar Potiek *et al.* (2022b) en Soudijn *et al.* (2022).

In de populatiemodellen worden aantallen individuen gesimuleerd over de tijd. Dit wordt gedaan voor het 'null' scenario zonder impact van de windparken, en voor het internationale en nationale scenario. Hierbij wordt, net als in KEC4.0, gekeken naar een periode van 30 jaar. Let wel, voor IJmuiden Ver kavels I t/m IV wordt een operationele periode van 35 jaar verwacht omdat in de vergunningen voor nieuwe windparken een langere gebruiksduur is opgenomen. Dit wijkt af van aannames in het KEC. Zie box hieronder voor een beschrijving van het effect van deze langere periode.

Acceptable Levels of Impact (ALI)

Volgens het 1%-criterium, opgesteld door het ORNIS-comité, mag, bij gebrek aan overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs, iedere additionele sterfte van minder dan één procent van de jaarlijkse sterfte aan de betrokken populatie als niet significant worden beschouwd. Belangrijk aspect hierbij is dat op het moment dat er een betere methode is om de effecten te toetsen, deze dient te worden gebruikt. Voor deze reden is jarenlang de PBR-methode gebruikt in de Nederlandse toetsingen van offshore windparken, omdat deze methode wel wetenschappelijke achtergrondinformatie bevat over de populaties van de relevante soorten. Het gebruik van de PBR voor de beoordeling van additionele sterfte in windparken op zee werd echter bekritiseerd door O'Brien *et al.* (2017). Zij raadden het gebruik van populatiemodellen in plaats van de PBR aan. Het toepassen van populatiemodellen gebaseerd op Leslie matrix modellen om effecten van windparken op populatieniveau te bepalen is recentelijk ook betuigd door May *et al.* (2019) omdat populatiemodellen meer inzicht geven in de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie. Om vervolgens ook op een objectieve en gestandaardiseerde manier vast te stellen of een impact acceptabel is, zijn drempelwaarden opgesteld die met populatiemodellen getoetst kunnen worden. Deze



methodiek is de Acceptable Levels of Impact (ALIs) genoemd. De methodiek wordt in detail beschreven in het rapport van Potiek *et al.* (2022a). Hieronder benoemen we de belangrijkste aspecten.

De ALIs zijn soortspecifieke drempelwaarden ('levels') in de vorm van:

De kans op een afname van X' % of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y

Om een voorspelling te kunnen geven over de verwachte effecten van toekomstige offshore windparken, wordt binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact. De berekeningen richten zich enkel op het bepalen van de verwachte impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van de geplande windparken.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn in het KEC 4.0 door LNV voorlopige drempelwaarden opgesteld (ALI-werknormen), die afhankelijk zijn van de IUCN-status van de betreffende soort (Potiek *et al.* 2022a). Recent zijn door LNV de ALI-normen aangepast om meer rekening te houden met de landelijke staat van instandhouding (zie soortenindexen op Sovon.nl). De huidige normen zijn weergegeven in Tabel 1. Let op, hierbij geeft X de acceptabele afname over drie generaties of 10 jaar (welke langer is), en X' de acceptabele afname omgerekend naar 30 jaar.

Effect langere vergunningsduur

De huidige systematiek is gebaseerd op een operationele periode van windparken van 30 jaar. EZK wil mogelijk een langere vergunningsduur voor de IJmuiden Ver kavels I-IV mogelijk maken.

Op dit moment is aangenomen dat alle in de literatuur gerapporteerde variatie en onzekerheid tussen verschillende simulaties van het populatiemodel plaatsvindt, en niet tussen verschillende jaren binnen een simulatie. Dit houdt in dat de populatieprojecties (voorspellingen) doorlopende lijnen zijn, zonder schommelingen tussen jaren. Dit is destijds als worst-case scenario aangenomen.

Door deze aanname van geen variatie tussen jaren, is de populatiegroeisnelheid binnen een simulatie constant. Hierdoor is na het eerste jaar van de simulatie al duidelijk of de drempelwaarde overschreden wordt – zowel na 30 jaar als na 35 jaar. Het percentage simulaties waarin de drempelwaarde overschreden wordt zal dus na 30 jaar gelijk zijn als na 35 jaar.

Dit betekent ook dat, met de huidige methodiek, de uitkomst van de ALI niet zou verschillen tussen de aanpak om naar 30 jaar te kijken en de aanpak om naar 35 jaar te kijken.

In de nabije toekomst is het plan om deze variatie tussen jaren in te bouwen; de projecties zullen dan gaan schommelen. Zodra dit ingebouwd is zou een verandering van looptijd wel tot andere resultaten kunnen leiden.



Slachtofferberekeningen

Voor de relevante soorten zijn de cumulatieve slachtofferaantallen berekend voor de betreffende scenario's. Hierbij is gebruik gemaakt van de berekende aantallen slachtoffers per windpark binnen KEC 4.0. Hierop zijn twee aanpassingen gedaan:

1. *Geschat aantal slachtoffers per windpark*

In de KEC 4.0 studie zijn slachtofferberekeningen uitgevoerd voor alle windparken in de centrale en zuidelijke Noordzee (Potiek *et al.* 2022b; Soudijn *et al.* 2022). Voor het MER van kavel I t/m IV van IJmuiden Ver zijn nieuwe slachtofferberekeningen gedaan (zowel als gevolg van aanvaringen als habitatverlies), met geüpdatete turbinekarakteristieken en inrichting van het windpark (de methoden van de berekeningen zijn in de Achtergrondrapportage door van der Vliet *et al.* (2023) beschreven). De cumulatieve aantallen slachtoffers in de centrale en zuidelijke Noordzee zijn daarom voor IJmuiden Ver aangepast op basis van deze nieuwe doorrekeningen voor het MER. Hiervoor zijn de slachtoffergetallen van alternatief 1 gebruikt (67 turbines van 15 MW) als worst-case scenario, omdat deze slachtofferaantallen hoger zijn dan voor alternatief 2.¹ Voor trekvogels zijn daarentegen binnen het MER voor IJmuiden Ver geen soortspecifieke aantallen slachtoffers bepaald. Voor deze soorten is daarom ook voor IJmuiden Ver uitgegaan van de slachtofferberekeningen binnen KEC 4.0.

2. *Selectie windparken*

Voor het cumulatiescenario van IJmuiden Ver kavels I t/m IV is het van belang om de windparken mee te nemen die voor de bouw van IJmuiden Ver operationeel zijn, oftewel t/m 2027. Verder zijn de huidige windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amaliawindpark (PAWP) buiten beschouwing te laten, omdat deze windparken tegen die tijd niet meer operationeel zijn. Dit cumulatiescenario wijkt af van het KEC 4.0 studie, waarin windparken t/m 2030 meegenomen waren. Dit geldt voor alle relevante soorten; zowel voor trekvogels als voor lokale vogels.

Het overzicht met de selectie windparken is te vinden in Bijlage 1.

¹ Binnen KEC4.0 wordt voor lokale vogels rekening gehouden met de verdeling van slachtoffers per tweemaandelijks periode. Voor meer details, zie Potiek *et al.* (2022b) of Soudijn *et al.* (2022). Deze methodiek is ook binnen de voorliggende analyse toegepast. Het geschatte aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver zoals bepaald binnen de MER is verdeeld over de tweemaandelijks periodes op basis van de verdeling van slachtoffers voor IJmuiden Ver binnen KEC4.0.



Tabel 2 Jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers voor het Nederlands Continentaal Plat (nationaal) en de zuidelijke en centrale Noordzee (internationaal). Deze aantallen zijn gebaseerd op de windpark-specifieke schattingen uit het KEC 4.0, maar alleen windparken operationeel t/m 2027 zijn meegenomen en een geüpdatete schatting voor IJmuiden Ver.

Slachtofferaantallen gebruikt in populatiemodellen				
Soort	Aanvaringen	Habitatverlies	Nationaal	Internationaal
Rotgans	Ja, cumulatief	-	24	73
Bergeend	Ja, cumulatief	-	58	345
Roodkeelduiker	-	Ja, cumulatief	8	240
Kanoet	Ja, cumulatief	-	152	900
Grote jager	Ja, cumulatief	-	3	23
Grote mantelmeeuw	Ja, cumulatief	Alleen voor IJmuiden ver	328	1.570
Dwergmeeuw	Ja, cumulatief	Alleen voor IJmuiden ver	62	115
Grote stern	Ja, cumulatief	Ja, cumulatief	21	47
Visdief	Ja, cumulatief	-	18	84
Zwarte stern	Ja, cumulatief	-	8	22
Zeekoet	-	Ja, cumulatief	348	9.847
Alk	-	Ja, cumulatief	108	1.942
Spreeuw	Ja, cumulatief	-	2.729	16.175



Resultaten

Uitkomsten populatiemodellen

We geven eerst een overzicht van de overschrijdingen van de ALI-drempelwaarde, gevolgd door de soortspecifieke uitkomsten van de populatiemodellen. In het hoofdstuk 'Conclusie en toelichting' gaan we dieper in op de resultaten.

Overkoepelend resultaat

In tabel 3 worden de resultaten van de ALI-toetsing gepresenteerd voor het nationaal en internationaal scenario, oftewel de cumulatieve impact van uitsluitend Nederlandse offshore windparken of alle offshore windparken in de centrale en zuidelijke Noordzee t/m 2027.

Tabel 3 *Uitkomsten ALI-toetsing per soort en per scenario. Bij 'nee' wordt de drempelwaarde niet overschreden, en valt de geschatte cumulatieve impact binnen de norm. Bij 'ja' vindt voor die soort voor het betreffende scenario een overschrijding plaats.*

Soort	Overschrijding nationaal scenario?	Overschrijding internationaal scenario?
Rotgans	Nee	Nee
Bergeend	Nee	Nee
Roodkeelduiker	Nee	Nee
Kanoet	Nee	Nee
Grote jager	Nee	Nee
Grote mantelmeeuw	Nee	Nee
Dwergmeeuw	Nee	Nee
Grote stern	Nee	Nee
Visdief	Nee	Nee
Zwarte stern	Nee	Nee
Zeekoet	Nee	Ja
Alk	Nee	Ja
Spreeuw	Nee	Nee

Soortspecifieke uitkomsten

Voor elk scenario geven we in tabelvorm het berekende aantal slachtoffers, de populatiegrootte, en de adulte overleving weer waarmee gerekend is in de populatiemodellen. In de volgende kolommen rapporteren we de mediaan populatiegroeisnelheid en de causaliteit die bij de soortspecifieke drempelwaarde hoort. 'Causaliteit' geeft het percentage overschrijdingen van de norm dat het gevolg is van de cumulatieve impact, en niet van onzekerheid of variatie in de populatiemodellen. Wanneer de waarde voor het betreffende scenario hoger is dan de drempelwaarde (zie kolomtitel), dan wordt de drempelwaarde overschreden. Dit betekent dat de simulaties te vaak als gevolg van de impact meer afnamen dan X% (zoals hierboven beschreven is X soortspecifiek, en is deze 15% of 30% over drie generaties of tien jaar). De laatste kolom geeft aan of de ALI-drempelwaarde overschreden wordt.



Rotgans

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	Causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.868	0.9970	0	
int_mini_27	73	247286	0.868	0.9960	0.006	Nee
nat_mini_27	24	247286	0.868	0.9960	0.004	Nee

Bergeend

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.8730	1.0640	0	
int_mini_27	345	302047	0.8720	1.0630	0.021	Nee
nat_mini_27	58	302047	0.8730	1.0640	0	Nee

Roodkeelduiker

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.8610	1.0150	0	
int_mini_27	240	32199	0.8550	1.0070	0.059	Nee
nat_mini_27	8	5680	0.8600	1.0140	0.009	Nee

Kanoet

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.8420	0.9320	0	
int_mini_27	900	672197	0.8410	0.9310	0.097	Nee
nat_mini_27	152	672197	0.8420	0.9320	0.019	Nee



Grote jager

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.8820	0.9560	0	
int_mini_27	23	12103	0.8790	0.9540	0.047	Nee
nat_mini_27	3	1365	0.8790	0.9540	0.042	Nee

Grote mantelmeeuw

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.8600	0.9480	0	
int_mini_27	1570	92417	0.8500	0.9330	0.277	Nee
nat_mini_27	328	16264	0.8480	0.9310	0.31	Nee

Dwergmeeuw

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.8270	1.0080	0	
int_mini_27	115	55817	0.8250	1.0070	0.041	Nee
nat_mini_27	62	57833	0.8260	1.0070	0.02	Nee

Grote stern

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.9420	1.0430	0	
int_mini_27	47	25882	0.9400	1.0430	0.012	Nee
nat_mini_27	21	22603	0.9410	1.0430	0.008	Nee



Visdief

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.9150	0.9970	0	
int_mini_27	84	51817	0.9130	0.9950	0.041	Nee
nat_mini_27	18	59093	0.9150	0.9970	0.008	Nee

Zwarte stern

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.846	0.951	0	
int_mini_27	22	285482	0.846	0.951	0.000	Nee
nat_mini_27	8	285482	0.846	0.952	0.000	Nee

Zeekoet

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.949	1.044	0	
int_mini_27	9,847	1,677,205	0.943	1.037	0.131	Ja
nat_mini_27	348	227,587	0.948	1.042	0.034	Nee

Alk

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.909	1.006	0	
int_mini_27	1,942	227439	0.901	0.997	0.115	Ja
nat_mini_27	108	61669	0.907	1.005	0.025	Nee



Spreeuw

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.607	0.835	0	
int_mini_27	16175	18501266	0.606	0.835	0.006	Nee
nat_mini_27	2729	18501266	0.607	0.834	0.005	Nee



Conclusie en toelichting

Voorliggende cumulatieve toetsing van de effecten van IJmuiden Ver kavels I t/m IV op vogels laat zien dat:

- In het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) voor geen enkel soort een overschrijding van de nieuwe ALI-normen plaatsvindt.
- In het internationale scenario (alle windparken in het zuidelijke Noordzee t/m 2027) voor zeekoet en alk wel een overschrijding van de nieuwe ALI-normen plaatsvindt.

Vanwege de voorspelde cumulatief negatieve effecten in het internationale scenario op alk en zeekoet, volgt hieronder een toelichting op deze uitkomsten om de resultaten beter te kunnen duiden.

Verschil scenario's

In het nationale scenario worden de cumulatieve effecten van Nederlandse windparken getoetst aan de Nederlandse vogelpopulatie in het Nederlands deel van de zuidelijke Noordzee. In het internationale scenario worden alle windparken in zuidelijke Noordzee meegenomen en getoetst tegen de internationale vogelpopulatie in de gehele zuidelijke Noordzee. Deze vogelpopulaties worden bepaald aan de hand van soortspecifieke dichtheidskaarten, conform het KEC 4.0. Op basis van dezelfde dichtheidskaarten zijn ook de effecten per windpark berekend. Zo is het effect van een windpark groter op een soort waar meer individuen van de betreffende soort voorkomen. In het geval van de zeekoet en alk komen de hoogste dichtheden vlakbij broedkolonies voor, bijvoorbeeld in wateren van Schotland en Duitsland. In Nederland broeden deze soorten niet. De grootste aantallen van deze soorten zijn in Nederland in de wintermaanden aanwezig, de aantallen in het zomerhalfjaar zijn laag. Dit is ook de reden dat in het nationaal scenario het aantal slachtoffers voor de alk en de zeekoet in Nederland relatief laag is, en de ALI-normen niet worden overschreden. Op basis hiervan kan een significant negatief effect op het niveau van Nederland uitgesloten worden.

De aantallen slachtoffers in Britse en Duitse windparken die dichtbij broedkolonies liggen zijn vele malen hoger. Dit is de oorzaak van de overschrijding van het internationale scenario. De bijdrage van Nederlandse offshore windparken aan het cumulatieve aantal slachtoffers onder zeekoeten en alken in alle offshore windparken in de zuidelijke Noordzee is gering, respectievelijk 3,5% en 5,6% (zie tabel 2). Hiervan is de bijdrage van kavels I-IV van IJmuiden Ver aan het totaal aantal slachtoffers in het internationale scenario verwaarloosbaar (0,03% voor zeekoet en 0,06% voor alk). Op basis hiervan kan met zekerheid geconcludeerd worden dat op basis van de berekeningen de bijdrage van IJmuiden Ver I-IV op de cumulatieve aantallen slachtoffers van alk en zeekoet op de populatie van de zuidelijke- en centrale Noordzee verwaarloosbaar klein is.

Toepassing Wet Natuurbescherming

Zoals hierboven beschreven, worden de berekeningen voor de ALI-toetsing voor soortspecifieke populaties uitgevoerd. Daarmee wordt met de ALI-normen de additionele



sterfte door offshore windparken in het kader van de Wet Natuurbescherming op het niveau van de soortbescherming getoetst. Deze ALI-normen zijn oorspronkelijk niet ontworpen voor toetsing op het niveau van de gebiedsbescherming, dus voor populaties van Natura 2000-gebieden. In de toekomst wordt onderzocht of door een aanpassing de ALI-toetsing ook voor deze doeleinden gebruikt kan worden. Wanneer deze ontwikkeling plaats gaat vinden is nog onduidelijk.

De recente aanpassing van de ALI-normen heeft dus geen effect op de beoordeling van de effecten van kavels I-IV van IJmuiden Ver op het niveau van gebiedsbescherming van de Wet Natuurbescherming. De effecten op vogelpopulaties waarvoor offshore Natura 2000-gebieden aangewezen zijn worden beschreven in de Passende Beoordeling en blijven van toepassing. Kort samengevat is er geen sprake van direct habitatverlies binnen Natura 2000-gebieden omdat windenergiegebied IJmuiden Ver niet overlapt met deze beschermde gebieden. De verstoringseffecten van windturbines kunnen verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke *et al.* 2016). In het geval van de zeeoet wordt een verstoringsafstand van 2 km geadviseerd (Petersen *et al.* 2006; Vanermen *et al.* 2015). Het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied de Bruine Bank ligt buiten deze verstoringscontouren. Op basis hiervan kunnen effecten van kavels I-IV van IJmuiden Ver op het niveau van gebiedsbescherming van de Wet Natuurbescherming uitgesloten worden.

Aannames slachtofferbepaling

In het geval van de zeeoet en de alk worden geen slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen. Dit is omdat deze vogelsoorten doorgaans zeer laag (enkele meters) boven het wateroppervlakte vliegen en daardoor een zeer lage aanvaringskans hebben met de rotors van offshore windturbines (Furness *et al.* 2013). Hierdoor zijn mitigerende maatregelen om aanvaringslachtoffers te verminderen (zoals het verhogen van de turbinetiplaagte) ook niet van toepassing voor de alk en zeeoet.

Wel treedt er habitatverlies op in het gebied waar het windpark ontwikkeld wordt, wat effecten kan hebben op het niveau van soortbescherming van de Wet Natuurbescherming. De exacte gevolgen van habitatverlies op de overleving van zeevogelsoorten zijn echter niet goed bekend (Busch & Garthe 2016). Vanwege deze onzekerheid worden in de MER-beoordelingstrajecten van offshore windparken in Nederland zware worst-case aannames gehanteerd. Voor de zeeoet en de alk gelden de volgende (cf. van der Vliet *et al.* 2023):

- Het wordt verondersteld dat door een offshore windpark 80% van de aanwezige alken en zeeoeten verstoord wordt en het gebied verlaat. Dit percentage wordt bepaald op basis van de soortspecifieke verstoringsgevoeligheid voor offshore windparken, waarvoor gedocumenteerde macro-uitwijkingspercentages als proxy worden gebruikt.
- Van deze verstoorde vogels zou volgens de aannames (cf. Bradbury *et al.* 2014) vervolgens 10% doodgaan als gevolg van dit habitatverlies.

In de cumulatieve beoordelingen in het kader van het KEC wordt een andere aanpak gehanteerd. Hier worden de slachtofferaantallen als gevolg van habitatverlies bepaald op basis van de aanwezige vogelaantallen en een soortspecifieke relatieve vermijdingscore



(Soudijn *et al.* 2022). Dit laatste vat de kwetsbaarheid van de soort en zijn gevoeligheid voor habitatverlies samen (cf. Bradbury *et al.* 2014). Daarmee worden de slachtofferaantallen in één stap bepaald. Voor de alk en de zeekoet betekent dit in de praktijk dat er met een mortaliteit van 3,6% van de aanwezige vogels gerekend wordt als gevolg van habitatverlies (Leopold *et al.* 2015; Soudijn *et al.* 2022).

Hieronder worden de gebruikte aannames in het perspectief gezet van recente studies naar de effecten van offshore windparken op alkachtigen.

Vermijdingspercentages

Volgens een recente studie over de verspreiding van zeekoeten, gemeten met gps-zenders in Duitsland, is het aantal vogels 63% minder in offshore windparken dan daarbuiten als de turbines niet operationeel zijn en 75% minder als de turbines draaien (Peschko *et al.* 2020). Ook in het recent afgeronde WOZEP-onderzoek in het Nederlandse offshore windpark Luchterduinen is vastgesteld dat alken en zeekoeten weliswaar in mindere mate, maar nog altijd van het windpark gebruik blijven maken. Hier werden 43% minder van zeekoeten en 49% minder van de soortgroep alk/zeekoet (de twee soorten zijn moeilijk op een afstand te onderscheiden) waargenomen binnen het windpark vergeleken met buiten het windpark (Leemans *et al.* 2022). En ander recent WOZEP-onderzoek op basis van digitale vliegtuigtellingen liet zien dat dat er in windpark Borssele significant minder zeekoeten waargenomen zijn tegenover een referentiegebied buiten het windpark, maar de numerieke verschillen waren niet groot (Collier *et al.* 2022). In een bepaalde maand van de studieperiode waren zelfs meer zeekoeten binnen het windpark waargenomen dan daarbuiten. Voor alken was er geen significant verschil tussen de aantallen binnen en buiten het windpark (Collier *et al.* 2022).

Bovendien lijken zeekoeten ook te wennen aan offshore windparken, waardoor na verloop van tijd minder individuen een windpark gaan vermijden (Leopold & Verdaat 2018). Mogelijk door deze gewenning laten de resultaten van veldmetingen ook geen eenduidige effecten van offshore windparken zien (Leopold 2018). Zo zijn in vergelijking met de situatie voorafgaand aan de bouw van windparken de aantallen alken en zeekoeten sterk afgenomen in sommige windparken, maar niet veranderd of zelfs toegenomen in andere (Dierschke *et al.* 2016). Dit laatste kan mogelijk verband houden met toegenomen prooivisbestanden in offshore windparken, waardoor deze gebieden aantrekkelijk worden voor visetende vogels, zoals alkachtigen (Krijgsveld *et al.* 2011; Vanermen *et al.* 2011).

Op basis van bovengenoemde argumenten is het daarom aannemelijk dat een aanzienlijk deel van alken en zeekoeten gebruik blijft maken van offshore windparken. In het Verenigd Koninkrijk, waarvandaan het overgrote deel van alkachtigen in de Noordzee afkomstig is, wordt daarom ook door het overheidsadviesorgaan voor natuur (JNCC) op dit moment 30-70% vermijding van offshore windparken voor deze soorten aangeraden (JNCC 2022). Op basis hiervan kan gesteld worden dat in Nederland zeer veilige worst-case aannames gehanteerd worden en de effecten naar verwachting minder groot zullen zijn dan hiervoor in de conclusies is gesteld.



Mortaliteit

Een bio-energetisch model ontwikkeld om de effecten van habitatverlies door offshore windparken in te schatten suggereerde dat de impact op de adulte overleving van alken en zeekoeten minder dan 0,5% zou bedragen (Searle *et al.* 2014). In een actualisatie van dit model zijn 60% vermijding en 1% geassocieerde mortaliteit gebruikt, op basis van expert judgement, als uitkomst van een speciale workshop (Searle *et al.* 2020). Vanwege het ontbreken van daadwerkelijke metingen op de overleving geeft het Britse overheidsorgaan JNCC ook geen algemeen advies over de te gebruiken mortaliteitscijfers in beoordelingen. Wel wordt het aangenomen dat de effecten kleiner zijn bij soorten die grotere flexibiliteit vertonen in hun habitatgebruik (JNCC 2022). Een dergelijke grote flexibiliteit is voor zeekoeten recentelijk ook aangetoond (Buckingham *et al.* 2023). Daarom zal het in de toekomst een belangrijk doel moeten zijn om de effecten van habitatverlies op overleving locatiespecifiek te beoordelen, op basis van de habitatkwaliteit en het aantal vogels dat van het gebied afhankelijk is. Zolang deze kennisleemte niet verder gevuld is, zullen in de beoordelingen van offshore windparken voorzichtige aannames gehanteerd moeten worden, wat op dit moment de eerder vermelde 10% mortaliteit inhoudt.

Stapelings worst-case aannames

De aanleiding voor de voorliggende toetsing was dat de ALI-normen aangepast zijn. In het geval van de alk en de zeekoet betrof het een aanscherping van de ALI-normen vanwege de bovenbeschreven kennisleemte in de effecten van habitatverlies, en niet vanwege een slechte of matige staat van instandhouding. Daarmee worden dus niet alleen in de slachtofferberekeningen worst-case aannames gehanteerd, maar ook in de toetsing van de effecten door de strenge ALI-normen. In feite wordt hierdoor twee keer rekening gehouden met de onzekerheid in verwachte effecten. Op basis hiervan is het veilig te stellen dat de cumulatieve effecten van Nederlandse offshore windparken zeker geen significant impact zullen hebben op de alk en de zeekoet, en het is aannemelijk dat ook de beoordeling van internationale windparken tot een andere uitkomst zal leiden als de worst-case aannames beter afgestemd zijn.



Literatuur

- Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. *PLoS One* 9(9): e106366.
- Buckingham, L., F. Daunt, M.I. Bogdanova, R.W. Furness, S. Bennett, J. Duckworth, R.E. Dunn, S. Wanless, M.P. Harris, D.C. Jardine, M.A. Newell, R.M. Ward, E.D. Weston & J.A. Green, 2023. Energetic synchrony throughout the non-breeding season in common guillemots from four colonies. *Journal of Avian Biology* 2023: e03018.
- Busch, M. & S. Garthe, 2016. Approaching population thresholds in presence of uncertainty: Assessing displacement of seabirds from offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 31-42.
- Collier, M.P., R.P. Middelveld, v.B. R.S.A., F. Weiß, C.G. Irwin & R.C. Fijn, 2022. High-definition bird and marine mammal aerial survey image collection in Borssele: First-year report, Rapport 22-272. Waardenburg Ecology, Culemborg.
- Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe, 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.
- Furness, R.W., H.M. Wade & E.A. Masden, 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119: 56-66.
- JNCC, 2022. Joint SNCB Interim Displacement Advice Note. Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments. Joint Nature Conservation Committee
- van Kooten, T., F. Soudijn, I. Tulp, C. Chen, D. Benden & M. Leopold, 2019. The consequences of seabird habitat loss from offshore wind turbines. Report C063/19. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds, Rapport 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leemans, J.J., R.S.A. van Bemmelen, R.P. Middelveld, J.J. Kraal, E.L. Bravo Rebolledo, D. Beuker, K. Kuiper & A. Gyimesi, 2022. Bird fluxes, flight- and avoidance behaviour of birds in offshore wind farm Luchterduinen, Rapport 22-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leopold, M., 2018. Common Guillemots and offshore wind farms: an ecological discussion of statistical analyses conducted by Alain F. Zuur. WOZEP Birds-1. Report C093/18. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Leopold, M.F., M. Booman, M.P. Collier, N. Davaasuren, R.C. Fijn, A. Gyimesi, J. de Jong, R.H. Jongbloed, B. Jonge Poerink, J.C. Kleyheeg-Hartman, K.L. Krijgsveld, S. Lagerveld, R. Lensink, M.J.M. Poot, v.d.W. J.T. & M. Scholl, 2015. Building blocks for dealing with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. IMARES Report C166/14 IMARES, Wageningen.
- Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.
- May, R., E.A. Masden, F. Bennet & M. Perron, 2019. Considerations for upscaling individual effects of wind energy development towards population-level impacts on wildlife. *Journal of Environmental Management* 230: 84-93.



- O'Brien, S.H., A.S.C.P. Cook & R.A. Robinson, 2017. Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of Environmental Management* 201: 163-171.
- Peschko, V., M. Mercker & S. Garthe, 2020. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167: 118.
- Petersen, I.K., T.K. Kjær, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Århus, Denmark, National Environmental Research Institute, Department of Wildlife Ecology and Biodiversity.
- Potiek, A., M.P. Collier, H. Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species, Rapport 18-342. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold & M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss, Rapport 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee, KEC 3.0. Rijkswaterstaat in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Searle, K., D. Mobbs, A. Butler, M. Bogdanova, S. Freeman, S. Wanless & F. Daunt, 2014. Population consequences of displacement from proposed offshore wind energy developments for seabirds breeding at Scottish SPAs (CR/2012/03). *Marine Scotland Science*.
- Searle, K.R., A. Butler, D.C. Mobbs, M. Trinder, J. Waggitt, P. Evans & F. Daunt, 2020. Scottish Waters East Region Regional Sectoral Marine Plan Strategic Ornithology Study: final report. Centre for Ecology & Hydrology, Midlothian.
- Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Vanermen, N., E.W.M. Stienen, T. Onkelinx, W. Courtens & M. Van de Walle, 2011. Seabirds & offshore wind farms: Power and impact analyses 2010. in S. Dagraer, R. Brabant & B. Rumes (Ed.). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring*. Blz. 93-129. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. Brussel.
- Vanermen, N., T. Onkelinx, W. Courtens, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 1-11.
- van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi, 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.



Voor vragen over deze notitie kunt u contact opnemen met Abel Gyimesi.



Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Waardenburg Ecology; opdrachtgever vr jwaart Waardenburg Ecology voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Waardenburg Ecology / Pondera Consult

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden veeelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftel jke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Waardenburg Ecology, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Waardenburg Ecology is een handelsnaam van Bureau Waardenburg BV. Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Waardenburg Ecology hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.

Waardenburg Ecology Varkensmarkt 9, 4101 CK Culemborg, 0345 512710
info@waardenburg.eco, www.waardenburg.eco



Bijlage 1 Overzicht van windparken van het nationale (A) en internationale (B) scenario

Tabel A Overzicht windparken operationeel t/m 2027 opgenomen in het nationale scenario.

Naam windpark
Borssele I
Borssele II
Borssele III
Borssele IV
Borssele V
Luchterduinen
Gemini Zee energie
Gemini Buitengaats
Hollandse Kust Zuid Holland I
Hollandse Kust Zuid Holland II
Hollandse Kust Zuid Holland III
Hollandse Kust Zuid Holland IV
Hollandse Kust Noord
IJmuiden Ver
Hollandse Kust West

Tabel B Overzicht windparken operationeel t/m 2027 opgenomen in het internationale scenario.

Naam windpark
Thornton Bank phase I
Thornton Bank phase II
Thornton Bank phase III
Belwind
Northwind
Nobelwind
Rentel
Norther
Seamade (SeaStar)
Seamade (Mermaid)
Northwester 2
Princess Elisabeth - Noordhinder Noord
Princess Elisabeth - Fairybank/Nordhinder Zuid
Horns Rev 1
Horns Rev 2



Horns Rev 3
Vesterhav Nord/Syd
Thor
Alpha Ventus
BARD Offshore 1
Trianel Windpark Borkum I
Trianel Windpark Borkum II
Global Tech I
Meerwind Süd/Ost
Nordsee One
Nordsee Ost
Riffgat
Amrumbank West
Borkum Riffgrund 1
Borkum Riffgrund 2
Borkum Riffgrund 3
DanTysk
Butendiek
Gode Wind 1 and 2
Gode Wind 3
Sandbank
Nordergründe
Veja Mate
Merkur
Deutsche Bucht
Hohe See
Albatros
Kaskasi
EnBW He Dreiht
N-3.7
N-3.8
N-7.2
N-8.4
N-3.5
N-3.6
Luchterduinen
Gemini Zee energie
Gemini Buitengaats
Borssele I
Borssele II



Borssele III
Borssele IV
Borssele V
Hollandse Kust Zuid Holland I
Hollandse Kust Zuid Holland II
Hollandse Kust Zuid Holland III
Hollandse Kust Zuid Holland IV
Hollandse Kust Noord
Hollandse Kust West
IJmuiden Ver
Scroby Sands
Kentish Flats
Kentish Flats Extension
Inner Dowsing
Lynn
Gunfleet Sands
Greater Gabbard
Sheringham Shoal
Thanet
Lincs
London Array
Teesside
Humber Gateway
Westermost Rough
Dudgeon
Race Bank
Galloper
Beatrice
Blyth Offshore Demonstrator Phase 1
Blyth Offshore Demonstrator Phase 2
Hywind Scotland Pilot Park
Aberdeen Offshore Wind Farm (EOWDC)
East Anglia ONE
Hornsea Project One
Hornsea Project Two
Hornsea Project Three
Moray East
Triton Knoll
Kincardine - Phase 2
Neart na Gaoithe



Seagreen

Seagreen 1A

Dogger Bank A

Dogger Bank B

Dogger Bank C

Sofia

East Anglia Hub - ONE North

East Anglia Hub - TWO

East Anglia Hub - THREE

Moray West

Inch Cape

Norfolk Vanguard

Norfolk Boreas



Milieueffectrapport Kavel II

Windenergiegebied IJmuiden Ver

Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

721180 | Definitief

21-6-2023



Pondera

Hoofdvestiging Nederland
Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
088 – pondera (088-7663372)
info@ponderaconsult.com

Postadres
Postbus 919
6800 AX Arnhem

Vestiging South East Asia
Jl. Mampang Prapatan XV no 18
Mampang
Jakarta Selatan 12790
Indonesia

Vestiging North East Asia
Suite 1718, Officia Building 92
Saemunan-ro, Jongno-gu
Seoul Province
Republic of Korea

Colofon

Soort document
Milieueffectrapport Kavel II

Projectnaam
Windenergiegebied IJmuiden Ver

Versienummer
Definitief

Datum
21-6-2023

Project nummer
721180

Opdrachtgever
Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

Auteur

██
████████████████████

Nagekeken door

████████████████████

Disclaimer

In het onderzoek is gebruik gemaakt van algemeen geaccepteerde uitgangspunten, modellen en informatie die ten tijde van het opstellen van dit rapport ter beschikking stonden. Aanpassingen in de uitgangspunten, modellen of gebruikte gegevens kunnen leiden tot andere uitkomsten. De aard en de nauwkeurigheid van de gebruikte gegevens voor het onderzoek bepalen in belangrijke mate de nauwkeurigheid en de onzekerheden van de berekende uitkomsten. Pondera is niet aansprakelijk voor gederfde inkomsten of schade die wordt geleden door opdrachtgever(s) en/of derden uit conclusies die gebaseerd zijn op gegevens die niet van Pondera afkomstig zijn. Deze rapportage is opgesteld met de intentie dat deze alleen gebruikt wordt door de opdrachtgever en slechts voor het doel waarvoor de rapportage is opgesteld. Er mag geen beroep worden gedaan op de informatie uit deze rapportage voor andere doeleinden zonder schriftelijke toestemming van Pondera. Pondera is niet verantwoordelijk voor de consequenties die kunnen voortvloeien uit het oneigenlijk gebruik van de rapportage. De verantwoordelijkheid voor het gebruik van (de analyse, resultaten en bevindingen in) de rapportage blijft bij de opdrachtgever. De Rechtsverhouding opdrachtgevers – architect, ingenieur en adviseur conform DNR 2011 is te allen tijde van toepassing. Pondera werkt met een kwaliteitsmanagementsysteem dat door EIK gecertificeerd is volgens de ISO 9001:2015 norm.



Inhoudsopgave

SAMENVATTING

SUMMARY

1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	M.e.r.-procedure voor het kavelbesluit	4
1.3	Inhoud milieueffectrapportage	4
1.4	Initiatiefnemer en betrokken partijen	4
1.5	Inspraak	5
1.6	Leeswijzer	5
2	Wet- en regelgeving en beleidskader	7
2.1	Beleid windenergie op zee	7
2.2	Belangrijkste internationale beleid	13
3	Locatiekeuze	16
3.1	Locatiekeuze IJmuiden Ver	16
3.2	Ligging en beschrijving van windenergiegebied IJmuiden Ver	18
3.3	Ligging kavels in het Windenergiegebied IJmuiden Ver	21
4	Aanpak effectbeoordeling	30
4.1	Inleiding bandbreedte-benadering	30
4.2	Uitwerking van de bandbreedte en alternatieven	31
4.3	Milieuaspecten	38
4.4	Effectbeoordeling	43
4.5	Mitigerende maatregelen	50
5	Morfologie en hydrodynamica	51
5.1	Beoordelingskader	51
5.2	Huidige situatie en autonome ontwikkeling	56
5.3	Effectbeschrijving	65
5.4	Effectbeoordeling	76
5.5	Cumulatie	77
5.6	Mitigerende maatregelen	77
5.7	Leemten in kennis	77
6	Vogels en vleermuizen	78
6.1	Inleiding	78
6.2	Te beschouwen alternatieven/bandbreedte	78
6.3	Beoordelingskader	79
6.4	Huidige situatie en autonome ontwikkeling	81
6.5	Effectbeschrijving	88
6.6	Conclusie	105
6.7	Cumulatie	106
6.8	Mitigerende maatregelen	112

6.9	Leemten in kennis en informatie	116
6.10	Grensoverschrijdende effecten	117
7	Onderwaterleven	118
7.1	Inleiding	118
7.2	Beoordelingskader	118
7.3	Huidige situatie en autonome ontwikkeling	120
7.4	Effectbeoordeling	126
7.5	Mitigerende maatregelen	132
7.6	Cumulatie	133
7.7	Leemten in kennis	139
8	Scheepvaartveiligheid	145
8.1	Inleiding	145
8.2	Te beschouwen bandbreedte en alternatieven	147
8.3	Beoordelingskader	147
8.4	Aanpak MARIN	147
8.5	Effectbeschrijving	159
8.6	Effectbeoordeling	164
8.7	Cumulatie	165
8.8	Mitigerende maatregelen	165
8.9	Leemten in kennis	168
9	Landschap	170
9.1	Inleiding	170
9.2	Opzet en Leeswijzer	173
9.3	Zichtbaarheid van windturbines op zee	173
9.4	Effectbeoordeling	181
9.5	Cumulatie	182
10	Overige gebruiksfuncties	183
10.1	Inleiding	183
10.2	Onderzochte alternatieven binnen de bandbreedte	183
10.3	Beoordelingskader	185
10.4	Visserij	186
10.5	Mijnbouw	203
10.6	Luchtvaart	206
10.7	Zand-, grind- en schelpenwinning	211
10.8	Baggerstort	213
10.9	Scheeps-, wal- en luchtvaartradar	213
10.10	Kabels en leidingen	219
10.11	Telecommunicatie	222
10.12	Militaire activiteiten en NGE	223
10.13	Recreatie en toerisme	227
10.14	Cultuurhistorie en archeologie	229
10.15	Bestaande windparken	233
10.16	Effectbeoordeling	235
10.17	Cumulatie	236
10.18	Mitigerende maatregelen	237
10.19	Leemten in kennis	238

11	Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies	239
11.1	Inleiding	239
11.2	Te beschouwen bandbreedte en alternatieven	239
11.3	Beoordelingskader	242
11.4	Berekende situaties	242
11.5	Effectbeschrijving	245
11.6	Effectbeoordeling	248
11.7	Cumulatie	248
11.8	Mitigerende maatregelen	249
11.9	Leemten in kennis	250
12	Conclusie	251
12.1	Inleiding	251
12.2	Toetsing aan wettelijk kader	251
12.3	Effecten binnen de bandbreedte	252
12.4	Cumulatie	259
12.5	Grensoverschrijdende effecten	261
12.6	Mitigerende maatregelen	262
12.7	Overwegingen voorkeursalternatief	264
12.8	Leemten in kennis	264
12.9	Monitoring en evaluatie	271

Bijlagen MER IJmuiden Ver

Bijlage 1 – Literatuurlijst

Bijlage 2 – Voornemen

Bijlage 3 – Coördinaten

Bijlage 4 – Achtergrondrapport Vogels en Vleermuizen

Bijlage 5 – Aanvullende ecologische analyse jan-van-gent

Bijlage 6 – Achtergrondrapport onderwaterleven

Bijlage 7 – Achtergrondrapport scheepsvaartveiligheid

Bijlage 8 – Soortenbeschermingstoets

Bijlage 9 – Passende beoordeling

Bijlage 10 – Elektriciteitsopbrengst berekening

Bijlage 11 – Actualisatie ALI-toets

Samenvatting

1. Inleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het realiseren van de opwekking van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. De periode tot en met 2030 richtte zich tot nu toe op de doelstelling uit het Klimaatakkoord om in 2030 jaarlijks 49 TWh aan windenergie van zee te produceren. Daarvoor is een capaciteit van ongeveer 11,5 gigawatt (GW) nodig.

Aanvullend op deze doelstelling heeft de minister met de vaststelling van drie nieuwe windenergiegebieden in het Programma Noordzee aangegeven voor 2030 nog eens 10,7 GW extra aan wind op zee te willen realiseren.

De Wet windenergie op zee geeft het Rijk de mogelijkheid kavels uit te geven voor de ontwikkeling van windparken op zee.

Om deze doelstellingen in 2030 te halen, zullen de komende jaren nieuwe kavels worden vastgesteld en uitgegeven. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die als windenergiegebied zijn aangewezen in het Programma Noordzee 2022 - 2027. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Na een kavelbesluit volgt vergunningverlening. Alleen de vergunninghouder heeft het recht om op de locatie van de kavel een windpark te bouwen en te exploiteren. In het Waterbesluit zijn algemene regels voor windparken op zee vastgelegd.

De Minister voor Klimaat en Energie kan, in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof, een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op.

Dit document betreft het MER voor kavel II in het windenergiegebied IJmuiden Ver (zie figuur S1). Het MER beschrijft de milieueffecten die optreden bij de aanleg, exploitatie en verwijdering van windturbines in de kavel.

In deze samenvatting passeren de volgende paragrafen de revue na deze inleiding (paragraaf 1):

2. de beleidscontext en de aanleiding voor het te nemen kavelbesluit;
3. de locatiekeuze voor windenergiegebied IJmuiden Ver;
4. de verkaveling binnen windenergiegebied IJmuiden Ver;
5. de wijze van effectbeoordeling;
6. het resultaat van de effectbeoordeling;
7. cumulatie;
8. grensoverschrijdende effecten;
9. mitigerende maatregelen;
10. overwegingen voorkeursalternatief;
11. leemten in kennis en informatie;
12. monitoring en evaluatie.

2. Beleidscontext en aanleiding kavelbesluiten

De routekaart windenergie op zee omvat plannen voor het ontwikkelen van windparken met een totale capaciteit van ongeveer 21,5 GW in de volgende windenergiegebieden:

- Borssele met een vermogen van 1.502 MW;
- Hollandse Kust (zuid) met een vermogen van 1.520 MW;
- Hollandse Kust (west) met een vermogen van 2.100 MW;
- Ten noorden van de Waddeneilanden met een vermogen van 700 MW;
- IJmuiden Ver met een vermogen van circa 6.000 MW;
- Nederwiek met een vermogen van circa 6.000 MW;
- Doordewind met een vermogen van 4.000 MW;

Conform deze routekaart moet in 2030 ongeveer 11 GW aan windvermogen op zee operationeel zijn. De routekaart windenergie op zee ziet er daarmee uit zoals weergegeven in figuur S1. In tabel S1 is ook de verkaveling per windenergiegebied weergegeven.

Figuur S1 Routekaart Windenergie op zee juni 2022



Tabel S1 Aanvullende routekaart Windenergie op Zee 2030 (juni 2022)

Omvang (ca. GW)	Windenergiegebieden, kavel(s)	Tender Kavels	(Verwachte) ingebruikname windpark
1,0	In 2015 bestaande windparken	-	-
0,7	Borssele, kavels I en II	Gerealiseerd in 2016	2020
0,7	Borssele, kavels III, IV en V	Gerealiseerd in 2016	2020
0,7	Hollandse Kust (zuid), kavels I en II	Gerealiseerd in 2017	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (zuid), kavels III en IV	Gerealiseerd in 2019	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (noord), kavel V	Gerealiseerd in 2020	(2023)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VI	Gerealiseerd in 2022	(2025 - 2026)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VII		(2025 - 2026)
1,0	IJmuiden Ver, kavel III	Vierde kwartaal 2023	(2028)
1,0	IJmuiden Ver, kavel IV		(2028)
1,0	IJmuiden Ver, kavel I		(2029)
1,0	IJmuiden Ver, kavel II		(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), kavel V	Tweede kwartaal 2025	(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), kavel VI		(2029)
2,0	Nederwiek (zuid), kavel I	2026	(2030)
2,0	Nederwiek (noord), kavel II		(2030)
2,0	Nederwiek (noord), kavel III		(2031)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VIII	2026/2027	N.t.b.
0,7	Ten noorden van de Waddeneilanden, kavel I	2026/2027	(2031)
2,0	Doordewind, kavel I	2027	(2031)
2,0	Doordewind, kavel II	2027	(2031)

Dit MER is opgesteld voor kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver.

3. Locatiekeuze windenergiegebied

In het Programma Noordzee 2022 - 2027 zijn eerder aangewezen gebieden herbevestigd als windenergiegebied. Daarbij is ervoor gekozen om alleen de contouren van de gebieden aan te geven en zijn de kavels nog niet allemaal vastgelegd. Het windenergiegebied IJmuiden Ver heeft daarbij een aangepaste begrenzing gekregen zodat er geen overlap met Natura 2000-gebied de Bruine Bank bestaat. Dit heeft geen effect gehad op de kavels I - IV.

Onderzoek naar de locatiekeuze in eerdere MER

In (het planMER bij) het nationaal waterplan 2009 - 2015 is nagegaan of windenergiegebied IJmuiden Ver geschikt is voor de realisatie van windenergie. Daarbij zijn de effecten van windenergie in het gebied IJmuiden Ver op hoofdlijnen onderzocht wat betreft de aspecten ecologie, scheepvaartveiligheid, overige gebruiksfuncties (olie en gas, visserij, zandwinning, defensie etc.), geologie en hydrologie, landschap (zichtbaarheid), recreatie(vaart), cultuurhistorie en archeologie. In het planMER bij het Nationaal

Waterplan 2009-2015 is tevens gekeken naar de geschiktheid in vergelijking met de overige voor windenergie aangewezen gebieden.¹ Hieruit volgt dat het gebied niet minder geschikt is dan de overige aangewezen gebieden. Negatieve effecten zijn in algemene zin vergelijkbaar. Op het gebied van scheepvaart en recreatie zijn de effecten minder dan voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid, noord en west).

In de MER's voor de kavels van windenergiegebied Borssele en voor de kavels I en II van Hollandse Kust (zuid) is op hoofdlijnen de vergelijking tussen de windenergiegebieden gemaakt. Uit deze vergelijking op hoofdlijnen komen aandachtspunten naar voren waar rekening mee gehouden moet worden bij de verdere ontwikkeling van windenergie in de windenergiegebieden, zoals het effect op zeezoogdieren en vogels. Dit MER zal daar ook nadrukkelijk aandacht aan besteden,

Onderzoek naar de locatiekeuze in Programma Noordzee

Het Programma Noordzee (PNZ) 2022-2027, dat onderdeel is van het Nationaal Waterprogramma (NWP), heeft acht zoekgebieden op kaart gezet die in aanmerking komen om aangewezen te worden als windenergiegebied in de Noordzee tot 2040. Ook is sprake van een viertal reeds aangewezen en nog niet benutte (delen van) windenergiegebieden, die herbevestigd zijn. Bij het invullen van de doelstelling en de benodigde versnellingsopgave voor 2030 speelt windenergie op zee een belangrijke rol. Volgens de Stuurgroep Extra Opgave is 10 GW aan windenergie op zee nodig om 55% CO₂-reductie te kunnen behalen. Hiertoe is onderzocht wat nodig is voor het invullen van de resterende opgave van de 49%-doelstelling (0,7GW) in de bestaande windenergiegebieden en het vinden van ruimte voor de versnellingsopgave (55% EU-doelstelling) tot 2030.

Uit het planMER voor de aanvulling op het Programma Noordzee blijkt dat de 10,7 GW in de nieuw aangewezen en deels herbevestigde windenergiegebieden in zijn geheel nodig is om de 55% EU-doelstelling te kunnen halen. Daarnaast is onderzocht in welke reeds eerder aangewezen windenergiegebieden de meest geschikte ruimte is voor het realiseren van de resterende opgave voor de 49% doelstelling.

Deze ruimte is gevonden in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het zuidelijke deel van dit windenergiegebied is herbevestigd in het Programma Noordzee. De twee noordelijke kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn tevens herbevestigd in het Programma Noordzee (zie figuur S2). IJmuiden Ver maakt daarmee dus onderdeel uit van de routekaart om de CO₂-doelstelling in 2030 te halen. Verdere CO₂-reductie zal worden behaald met de nieuwe aangewezen gebieden.

Een locatieafweging tussen de nieuw aangewezen en deels herbevestigde gebieden met het windenergiegebied IJmuiden Ver is in zoverre niet noodzakelijk, omdat voor het behalen van de doelstellingen alle aangewezen gebieden noodzakelijk zijn.

4. Verkaveling

Het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Het gebied ligt op ongeveer 62 kilometer van de kust. Het windenergiegebied had oorspronkelijk een oppervlakte van in totaal 1170 km². Echter is in het Programma Noordzee 2022-2027 de zuidelijke begrenzing van het windenergiegebied IJmuiden Ver aangepast vanwege de aanwijzing van de Bruine Bank als Vogelrichtlijngebied. Het beoogde gebied voor de kavels I-IV reikt in zuidelijke richting tot deze

¹ Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

nieuwe zuidgrens en heeft een oppervlakte van ca. 388 km². De waterdiepte in het gehele (oorspronkelijk aangewezen) windenergiegebied varieert van 16,8 tot 46,9 meter (lowest astronomical tide - LAT).²

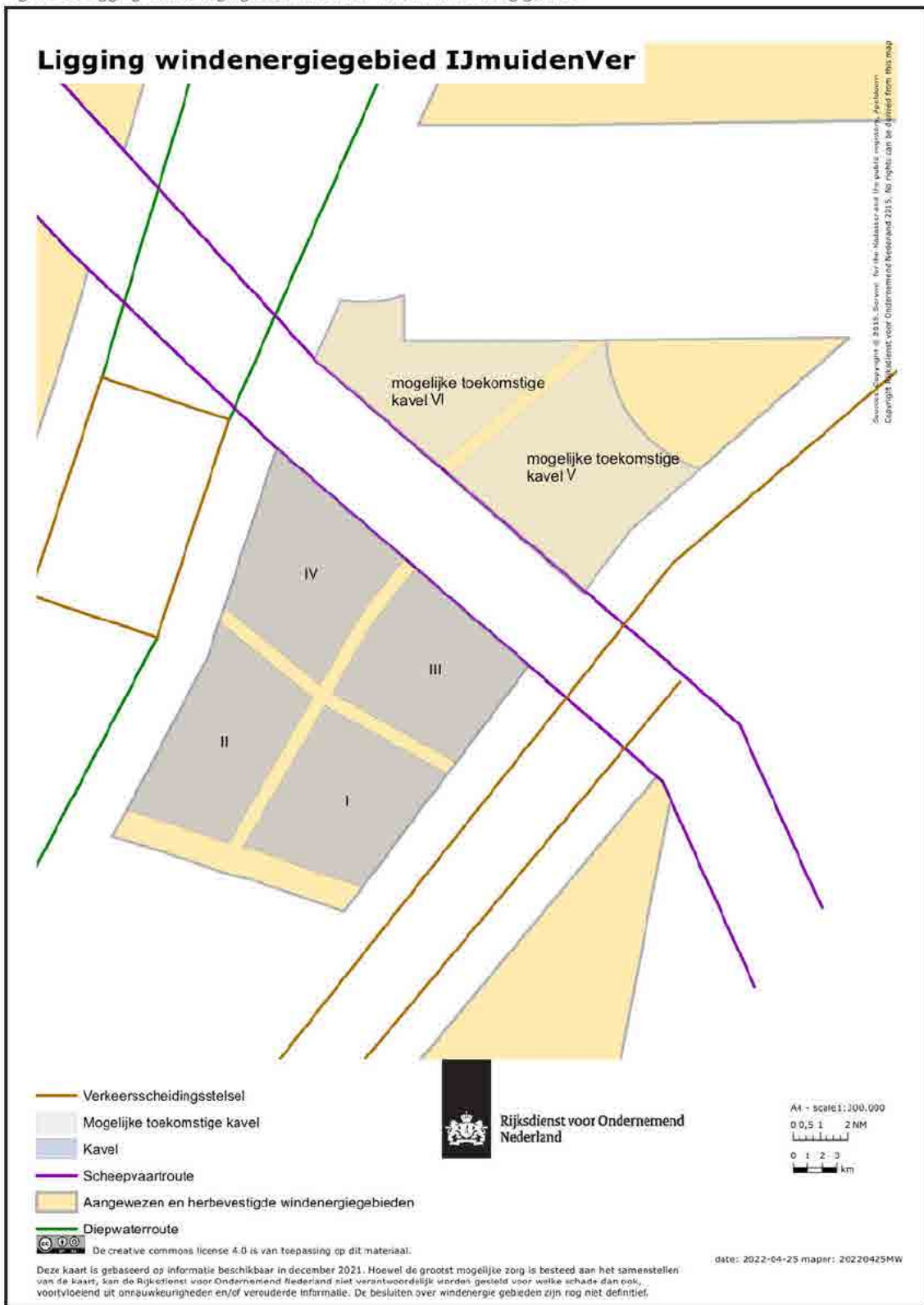
Binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver is ruimte voor zes kavels van elk ca. 1 GW. De tender van de kavels I tot en met IV is gepland in het vierde kwartaal van 2023. Voor de kavels V en VI ten noorden van de beoogde clearway is dat het tweede kwartaal van 2025. Het uitgangspunt van het Programma Noordzee 2022-2027 is het zoveel mogelijk combineren van het gebruik van de schaarse ruimte op de Noordzee met betrekkelijk compacte kavels van ca. 10 MW/km².

Bij de verkaveling worden diverse kaders en richtlijnen gehanteerd. In het Programma Noordzee 2022-2027 zijn bijvoorbeeld het 'Ontwerpproces: afstand tussen mijnbouwlocaties en windparken' en het 'Ontwerpcriterium afstand tussen scheepvaartroutes en windparken' opgenomen. Ook zijn onderzoeken verricht naar de effecten van zogturbulentie van windturbines op de vliegveiligheid³ en naar de helikopterbereikbaarheid van mijnbouwplatforms.

² Voor meer informatie over de kenmerken van het gebied, zie de locatiestudies op <https://offshorewind.rvo.nl/generalIJmuiden>

³ NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016. Zie ook: To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Figuur S2 Ligging windenergiegebied IJmuiden Ver en verkaveling gebied.



Kavel II

Kavel II in het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt aan de zuidwestzijde van het windenergiegebied. Zoals aangegeven is de nu getrokken zuidelijke grens daar neergelegd vanwege de Bruine Bank, die recent is aangewezen als Vogelrichtlijngebied. Aan de westzijde van de kavel ligt een diepwaterroute en aan de oostzijde de begrenzing met Kavel I, inclusief de toekomstige ligging van het platform net op zee IJmuiden Ver Alpha. Aan de noordzijde wordt de kavel begrenst door Kavel IV.

5. Wijze van effectbeoordeling

Bandbreedte

In een MER worden alternatieven van een activiteit beoordeeld door ze op effecten te onderzoeken en naast elkaar te zetten. Een alternatief is een mogelijke manier waarop de voorgenomen activiteit, in dit geval opwekking van energie met windturbines, kan worden gerealiseerd met inachtneming van het doel van deze activiteit (zie tekstkader). In dit MER zijn alternatieven voor één gebied met één windpark onderzocht (zogenaamde 'kavel'). De alternatieven zijn opgebouwd uit een bandbreedte aan verschillende windturbineopstellingen en -types die mogelijk zijn binnen een dergelijke kavel.

De kavel binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver wordt aldus uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit.

Bandbreedte

Door een kavel uit te geven waarbinnen verschillende turbineopstellingen, turbintypes en funderingsmethoden mogelijk zijn, binnen een vooraf bepaalde bandbreedte, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk. De ontwikkelaar heeft binnen de bandbreedte de vrijheid om een optimaal ontwerp te maken voor het windpark in termen van kosteneffectiviteit en energieopbrengst. Deze bandbreedtebenadering stelt specifieke eisen aan het MER. Alle milieueffecten die verbonden zijn aan alle mogelijke opstellingen die het kavelbesluit mogelijk maakt, dienen onderzocht te zijn. Het onderzoeken van alle mogelijke opstellingen is door de veelheid aan denkbare combinaties echter niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van een worst-case-benadering: als de worst-case-situatie van de bandbreedte wat betreft de effecten toelaatbaar is, dan zijn alle opstellingen binnen de bandbreedte mogelijk.

Alternatieven

De worst case situatie zal voor verschillende aspecten anders zijn. Bij het onderzoek wordt hiermee rekening gehouden door als alternatieven in het MER meerdere worst case situaties te onderzoeken en te vergelijken. De parameters die de worst case situaties afbakenen worden benoemd en beschreven; denk hierbij aan zaken als maximaal aantal turbines, maximale onder-/bovengrens van de rotor, maximaal rotoroppervlak, kenmerken van de funderingsmethode etc.

Om een beeld te verkrijgen van de mogelijkheden om de effecten te verminderen worden voor elk aspect tevens mitigerende maatregelen benoemd en onderzocht. Hiermee wordt voorkomen dat alleen een worst case situatie in beeld wordt gebracht en worden mogelijkheden voor optimalisatie geïdentificeerd.

De bandbreedte aan invullingsmogelijkheden binnen de uit te geven kavel staat in de volgende tabel. De waarden van de bandbreedte zijn gebaseerd op de huidige stand der techniek en verwachtingen omtrent ontwikkelingen voor de komende jaren. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit.

Tabel S2 Bandbreedte MER

Onderwerp	Bandbreedte
Totaal opgesteld vermogen kavel	Ca. 1 GW
Maximaal aantal turbines	67
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	160 of 164 dB re 1 μ Pa ² s SELss op 750 meter van de geluidsbron
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 - 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

De worst case situatie kan voor verschillende aspecten anders zijn. De onderstaande tabel geeft voor de verschillende milieuaspecten de worst case en best case aan.

Tabel S3 Worst case en best case binnen de bandbreedte per milieuaspect

Bandbreedte	Alternatief (Worst case)	Alternatief (Best case)
Milieuaspect		
Vogels en vleermuizen	67 x 15 MW-turbines Tiplaagte 25 m rotordiameter 236 m	50 x 20 MW-turbines Tiplaagte 25 m rotordiameter 280 m
Onderwaterleven*	67 x 15 MW-turbines 1 turbinelocatie per dag	50 x 20 MW-turbines 1 turbinelocatie per dag
Scheepvaart	67 x 15 MW-turbines	50 x 20 MW-turbines

Geologie en hydrologie	50 x 20 MW-turbines met Gravity Based fundering of suction bucket	67 x 15 MW-turbines met Tripod fundering
Landschap**	67 x 15 MW-turbines rotordiameter 280 m ashoogte 165 m	
Overige gebruiksfuncties	50 x 20 MW-turbines met Gravity Based fundering of suction bucket	67 x 15 MW-turbines met Tripod fundering
Elektriciteitsopbrengst**	67 x 15 MW-turbines	

* Voor onderwaterleven is de worst case en best case situatie verschillend per 'sub aspect' (zeezoogdieren, vissen, bodemleven) en ook niet op voorhand eenduidig te benoemen.

** Voor landschap en elektriciteitsopbrengst is één alternatief onderzocht omdat de verwachte effecten binnen de bandbreedte niet voldoende onderscheidend zijn.

Beoordeling

Om de effecten van de varianten per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een +/- schaal beoordeeld ten opzichte van het nulalternatief (dat is de huidige situatie en de autonome ontwikkeling). Hiervoor wordt de volgende beoordelingsschaal gehanteerd, zoals weergegeven in tabel S4. De beoordeling wordt gemotiveerd.

Tabel S4 Scoringsmethodiek

Beoordeling ten opzichte van het nulalternatief (de referentiesituatie)	Score
Het voornemen leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering	--
Het voornemen leidt tot een merkbare negatieve verandering	-
Het voornemen onderscheidt zich niet van het nulalternatief	0
Het voornemen leidt tot een merkbare positieve verandering	+
Het voornemen leidt tot een sterk merkbare positieve verandering	++

Indien de effecten marginaal zijn, wordt dit in de voorkomende gevallen aangeduid met 0/+ (marginaal positief) of 0/- (marginaal negatief).

In de Passende Beoordeling worden effecten gekwantificeerd om uitspraken te kunnen doen over het al dan niet optreden van significante effecten op Natura 2000-gebieden.

Naast het effect van een windpark in kavel II zijn ook cumulatieve effecten van andere windparken en activiteiten beschouwd en zijn tevens mitigerende maatregelen onderzocht.

6. Resultaat milieubeoordeling

De volgende tabellen geven de beoordelingen van de alternatieven per aspect naar de verschillende beoordelingscriteria weer, zonder de inzet van mitigerende maatregelen⁴. De tabellen worden vervolgens per aspect besproken.

⁴ Voor onderwaterleven geldt wel dat de geluidnormen uit het Kader Ecologie en Cumulatie 4.0 als uitgangspunt zijn gehanteerd. Aan deze geluidnormen kan alleen worden voldaan als er maatregelen getroffen worden bij het heien.

6.1 Morfologie en hydrodynamica

Tabel S5 Effectbeoordeling morfologie en hydrologie kavel II

Aspect (gedurende aanleg, onderhoud en exploitatie)	Alternatief 1 (15 MW)	Alternatief 2 (20 MW)
Golven	0	0
Waterbeweging (waterstand en stroming)	0	0/-
Waterdiepte en bodemvormen	0	0
Bodemsamenstelling	0	0
Troebelheid en waterkwaliteit	0	0
Stratificatie	0	0
Sedimenttransport	0	0
Kustverdediging	0	0

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, het gebruik, de verwijdering en het onderhoud van het geplande windpark en de kabels zijn zeer beperkt van omvang. Daarnaast zijn de effecten tijdens de aanleg en verwijdering tijdelijk van aard. De veranderingen, voor zover deze optreden, zijn zeer gering in vergelijking met de natuurlijke dynamiek van het gebied. Door de relatief geringe afmetingen van de funderingspalen, de relatief grote onderlinge afstand tussen de windturbines en het aantal windturbines gaat het om zeer lokale veranderingen. De invloed beperkt zich tot de directe omgeving van de funderingspalen en het parkbekabelingtracé en is van tijdelijke aard. Alleen bij een gravity-based fundering zijn de effecten door de grotere dimensies van de fundering op waterbeweging iets groter en scoort daarmee licht negatief.

6.2 Vogels en vleermuizen

Alternatief 1 (67 x 15MW turbines) leidt tot enkele tientallen vogelslachtoffers méér dan Alternatief 2 (50 x 20 MW-turbines). Op basis van de huidige kennis wordt verwacht dat Alternatief 1, met meer en kleinere turbines, een groter aantal vleermuisslachtoffers oplevert (naar schatting 67) dan Alternatief 2 (naar schatting 50). Alternatief 2 is daarom het meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het geringere aantal aanvaringslachtoffers dan bij het andere alternatief met meer turbines. De complete effectbeoordeling is samengevat in tabel 6.

Tabel S6 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven voor het windpark in IJmuiden Ver op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
<u>Aanlegfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Gebruiksfase vogels</u>		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
- indirecte effecten	0/-	0/-
Broedende (kolonie) vogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
Verwijderingsfase vogels		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Vleermuizen		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-

Er is ook ingegaan op het verwachte effect van twebladige in plaats van driebladige turbines. Als er rekening wordt gehouden met het feit dat een vogel in aanraking kan komen met een wiek minder per turbine, maar de draaisnelheid gemiddeld wel wat hoger ligt van de bladen (circa 1,33x), dan treden naar verwachting minder slachtoffers op bij twebladige turbines dan bij driebladige turbines.

Voor dit MER is ook een passende beoordeling opgesteld. Daaruit blijkt het volgende:

- Effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op **niet-broedvogels** uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel II zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.
- Significant negatieve effecten van kavel II op de broedpopulaties van **kleine mantelmeeuwen** uit de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee zijn uit te sluiten. De additionele sterfte door het windpark is maximaal 0,06%, en dit valt onder de 1% natuurlijke mortaliteitsnorm.
- Effecten op enkele soorten **trekvogels** op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.

Voor dit MER is ook een soortentoets uitgevoerd. Daaruit blijkt het volgende:

- Voor de meeste soorten waarvan in kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers worden verwacht, bedraagt de voorspelde sterfte bij alle soorten minder dan 1,0% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ. De uitzonderingen betreffen de jan-van-gent en grote mantelmeeuw. Op basis hiervan kan voor alle soorten, behalve jan-van-gent en grote mantelmeeuw, met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver zal leiden tot effecten op de GSI van de betrokken populaties.

6.3 Onderwaterleven

De effecten op bodemdieren en vissen zijn klein van omvang. Een uitzondering geldt voor Sabellaria-banken. Dit is een kritische habitat die mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort, die een rifbreedte van enkele meters kan bereiken en hiermee een habitat creëert voor andere soorten, kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd. Bij het worst case alternatief waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij de best case zal dat effect groter zijn. Daarbij beslaat een gravity based fundering een groter oppervlakte dan een monopile fundering.

Voor zeezoogdieren treden tijdens de aanleg van het windpark effecten op voor zowel bruinvissen als zeehonden vanwege het onderwatergeluid dat ontstaat door hei-activiteiten. Tijdens het heien kunnen dieren verstoord worden, doordat zij zich binnen de geluidscontour bevinden waarbinnen een verandering van het gedrag optreedt. Uit de analyse blijkt dat, bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron, deze verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden, waardoor de effecten niet tot een verslechtering van de Staat van Instandhouding (Svi) leiden.

Tabel S7 Effectbeoordeling IJmuiden Ver onderwaterleven

Type	Fase	Effectbeoordeling	Alternatief 1	Alternatief 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
Benthos	Alle	Verstoring	0	0
		Aantasting	-	-
		Habitatverlies	0	0
Vissen	Aanleg	Geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
		Bodemberoering: vertroebeling	0	0
		Bodemberoering: habitatdestructie	0/-	0/-
	Gebruik	Uitsluitel van visserij	0/+	0/+
		EMV door kabels	0/-	0/-
		Kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
		Verwijdering	Verlies nieuw habitat	0
Zeezoogdieren	Aanleg	Verstoord oppervlak (km ²)	0/-	0/-
		Aantal aangetaste dieren	0/-	0/-
		Aantal verstoorde dieren	0/-	0/-

Type	Fase	Effectbeoordeling	Alternatief 1	Alternatief 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
		Tijdsduur van de verstoring	0/-	0/-
		Populatie-effecten	0/-	0/-

6.4 Scheepvaart en veiligheid

Tabel S8 Beoordeling scheepvaartveiligheid

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving met windturbines	-
	Gevolgschade van aanvaring en aandrijving	0/-
Scheepvaart	Uitwajkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0

In tegenstelling tot de overige onderwerpen, is voor scheepvaartveiligheid het cumulatieve effect van de verschillende windparken als uitgangspunt genomen. De geplande verkeersroutes voor het routegebonden verkeer wijzigen namelijk niet, aangezien de routestructuur op zee zodanig is ontworpen dat deze rekening houdt met de reeds aangelegde en aan te leggen windparken. Het beschouwde nulalternatief is dus ook het cumulatieve scenario.

Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken zal plaatsvinden) is de totale verwachte aanvaring -en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 0,987 per jaar (eens in de 1,0 jaar). Dit is het scenario uit de oorspronkelijke routekaart (t/m IJmuiden Ver I-IV) plus de versnellingsopgave, maar zonder de toekomstige routekaart 2040. Daarom is de beoordeling wat betreft kans op aanvaringen en aandrijvingen negatief (-).

6.5 Landschap

Voor beide kavels geldt dat de worst case turbines niet zichtbaar zullen zijn op ooghoogte. Op een hoogte van 20 meter (aan de kust) zijn de turbines theoretisch gezien zichtbaar. De meteorologische omstandigheden zullen echter vrijwel altijd de turbines aan het zicht onttrekken. Het windpark zal theoretisch minder dan 1% van de tijd (minder dan 1 dag per zomer, en op die dag minder dan 7 minuten lang) zichtbaar zijn.

Beoordelingscriterium	Beoordeling
Zichtbaarheid in percentage van de tijd	0

6.6 Overige gebruiksfuncties

De meeste effecten op de overige gebruiksfuncties worden neutraal beoordeeld omdat ze gering van omvang zijn, of op voorhand uit te sluiten. Dat geldt voor Mijnbouw, Luchtvaart (met uitzondering van helikopterterverkeer), Zand-, grind- en schelpenwinning, Baggerstort, Scheeps-, wal- en luchtvaartradar, Telecommunicatie, Militaire activiteiten, en Recreatie en toerisme.

Tabel S9 Effectbeoordeling van de onderzochte onderwerp van het milieuaspect overige gebruiksfuncties.

Onderwerp	Beoordelingscriterium	Alternatief 1 67 x 15 MW	Alternatief 2 50 x 20MW
-----------	-----------------------	-----------------------------	----------------------------

Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Mijnbouw	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0
	Interferentie helikopterverkeer	-	-
	Interferentie Kustwacht	0	0
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortlocaties	0	0
Scheeps-, wal- en luchtvaarradar	Interferentie radar	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0/-	0/-
Telecommunicatie	Verstoring straalpaden	0	0
Militaire activiteiten en NGE	Interferentie Militaire activiteiten	0	0
	Aanwezigheid niet gesprongen explosieven	-	-
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart	0	0
	Beperkingen kustrecreatie	0	0
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten	0/-	0/-
Bestaande windparken	Beïnvloeding elektriciteitsopbrengst bestaande windparken	0/-	0/-

De effecten op de visserij als geheel worden licht negatief beoordeeld. De gebiedssluiting van de kavel is gering in vergelijking met het voor vissers beschikbare areaal. Wel is het mogelijk dat individuele vissers grotere effecten ondervinden dan anderen wanneer zij vaak gebruik maken van visbestekken binnen de kavel. De effecten op Kabels en leidingen zijn licht negatief omdat er mogelijk kruisingen moeten plaatsvinden met een verlaten pijpleiding. De effecten voor Cultuurhistorie en archeologie zijn ook licht negatief beoordeeld door de aanwezigheid van (mogelijke) archeologische waarden waar rekening mee gehouden moet worden. Ook is er een licht negatief effect op bestaande windparken door de nabijheid van Hollandse Kust (west), waarop beperkte windafvang plaats kan vinden.

Voor helikopterverkeer (Luchtvaart) en NGE is de beoordeling negatief. De reden hiervoor is dat de kavel door een Helikopter Main Route doorkruist wordt. De komst van een windpark beperkt de minimale vlieghoogte en maakt het noodzakelijk deze te verhogen. Binnen de kavels is de aanwezigheid van NGE daarnaast zeer aannemenlijk waardoor er noodzakelijke maatregelen getroffen moeten worden. Hiermee kunnen de effecten goed gemitigeerd worden.

6.7 Elektriciteitsopbrengst

Tabel S10 Overzicht effectbeoordelingen Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies zonder mitigatie

Deelaspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling Alternatief 15 MW
Elektriciteitsopbrengst	Elektriciteitsopbrengst	++
Vermeden emissies	CO ₂ -emissie reductie	++

SO ₂ -emissie reductie	++
NO _x -emissie reductie	++

Voor de 15 MW turbine is een netto elektriciteitsopbrengst berekend van 4.198 GWh/jaar. Andere alternatieven met andere windturbintypes zullen ongeveer eenzelfde elektriciteitsopbrengst kunnen verzorgen. In de MERen voor de kavels van andere windenergiegebieden bleek steeds dat een opstelling met een ander aantal turbines en vermogen per turbine maar een opgesteld totaal vermogen dat ongeveer hetzelfde was (1 GW), tot min of meer dezelfde elektriciteitsopbrengst leidde.

De genoemde elektriciteitsproductie staat gelijk aan 0,78% van het landelijk energetisch eindverbruik van 1.994 PJ (in 2020, conform totaal bruto energetisch eindverbruik, bron: CBS). Kavel II in IJmuiden Ver kan circa 1.538.000 huishoudens van elektriciteit voorzien⁵.

De bijdrage van het windpark aan de reductie van CO₂, NO_x en SO₂ is evenredig met de netto energieopbrengst. De reductie is berekend aan de hand van het gemiddelde gebruik van brandstoffen bij elektriciteitscentrales.

Waarschijnlijk zullen turbines met een hoog vermogen én een relatief grote rotor de meeste elektriciteitsopbrengst genereren. De toekomstige windparkontwikkelaar is vrij om een optimum te bepalen binnen de bandbreedte waarbij uiteraard ook de kostprijs een rol zal spelen.

7. Cumulatie

In de volgende tabel is kort aangegeven welke cumulatieve effecten optreden en welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit. In de eerste kolom wordt het aspect aangegeven, in de tweede kolom welke effecten in cumulatie relevant kunnen zijn en in de derde kolom wordt aangegeven welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit.

Tabel S11 Relevante cumulatieve effecten en gevolgen

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen kavelbesluit
Morfologie en hydrodynamica	Op het schaalniveau van het windenergiegebied IJmuiden Ver zal het effect op morfologie en geologie neutraal zijn. Uit recente studies is echter gebleken dat zeer grootschalige ontwikkeling van windenergie op de Noordzee mogelijk effect kan hebben op (het mengen van) en de waterbeweging en morfologie. In we ke mate de effecten ten aanzien van deze aspecten optreden en welke doorwerking dit heeft op overige geologische en ecologische processen is echter hoogst onzeker.	Geen gevolgen
Vogels en vleermuizen	<u>Vogels</u> Significant negatieve effecten in cumulatie kunnen voor alle vogelsoorten uitgesloten worden. Ook voor jan-van-gent en zilvermeeuw wordt de acceptable level of impact (ALI) voor	<u>Vogels</u> Er lopen verschillende onderzoeken naar mogel jke mitigerende maatregelen om de effecten te verminderen. Met die

⁵ Dit is niet hetzelfde als dat de elektriciteit ook daadwerkelijk naar zoveel huishoudens toegaat en wordt gebruikt door huishouders. Het geeft een indicatie van de omvang van de opwek, maar de elektriciteit zal het openbare elektriciteitsnetwerk voeden en worden afgenomen door in potentie alle elektriciteitsgebruikers die op het openbare elektriciteitsnetwerk zijn aangesloten.

	<p>beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Ook op basis van nieuwe ALI-normen kunnen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten worden, met uitzondering voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027), in het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) kunnen significant negatieve effecten voor alk en zeekoet wel uitgesloten worden.</p> <p><u>Vleermuizen</u> Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn, is niet goed bekend. Volgens de gebruikte rekenmethode komt het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen met 4.109 dieren ruim boven de PBR van 1.905 dieren.</p>	<p>maatregelen kan mogelijk het aantal slachtoffers worden gereduceerd.</p> <p><u>Vleermuizen</u> Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst case-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel.</p>
Onderwaterleven	<p><u>Benthos en vissen</u> De toename van het aantal windturbines en funderingen zou kunnen leiden tot verandering in stroming, stratificatie of primaire productie van bodemdieren. Ook is het mogelijk dat de kolonisatie door exoten faciliteert. Er is echter niet genoeg informatie beschikbaar om deze effecten te kunnen inschatten.</p> <p><u>Zeezoogdieren</u> Bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron, zal verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen leiden tot significante cumulatieve effecten.</p>	<p>Wanneer de in dit MER beschreven geluidsnormen wordt gehanteerd, kunnen effecten op de GSI van zeezoogdieren worden uitgesloten.</p>
Scheepvaart en veiligheid	<p>In dit MER wordt het cumulatieve effect van de verschillende windparken op zee niet apart beschouwd. Het beschouwde nulalternatief is dus ook het cumulatieve scenario.</p> <p>Vanuit het meest recente onderzoek is de totale verwachte aanvaring -en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario Rk2030 (1281 turbines) 0,56 per jaar (eens in de 1,8 jaar). Voor het scenario waarbij de versnelling is meegenomen loopt deze frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar).</p>	<p>Geen gevolgen.</p>
Landschap	<p>Het windkavel IJmuiden Ver ligt op grote afstand van de kust, en is alleen daardoor op jaarbasis minder dan 24 uur zichtbaar. Hetzelfde geldt voor het nabijgelegen windenergiegebieden zoals Hollandse Kust (west) en Nederwiek. Er wordt daarom geen significante bijdrage aan de cumulatieve effecten verwacht en zijn er geen mitigerende maatregelen noodzakelijk.</p>	<p>Geen gevolgen.</p>

Overige gebruiksfuncties	<p><u>Visserij</u> Bij de komst van meer windparken op zee neemt het totale ruimtebeslag toe. Hierdoor wordt een groter gebied gesloten voor de visserij. Het toekomstig cumulatieve effect van deze gebiedssluiting voor de visserij wordt mede bepaald door de toekomstige ontwikkelingen in de ecologie van de Noordzee en de beleidsmatige en sociaaleconomische context. De mogelijkheid dat er in de toekomst meer natuurgebieden worden gesloten voor de visserij, en de mogelijke sluiting van Britse wateren na 2025 vergroten dit effect.</p> <p><u>Archeologie</u> Met een groter aantal turbines op de Noordzee wordt ook de kans groter dat archeologisch resten worden aangetast, of NGE worden getroffen. De realisatie van de kavels binnen van windenergiegebied IJmuiden Ver vergroot deze kans, al zijn er goede mitigerende maatregelen voor beschikbaar.</p> <p><u>Recreatievaart</u> Voor de recreatievaart zijn de cumulatieve effecten beperkt omdat deze tot 24 meter lengte wordt toegelaten binnen bepaalde windparken, en er voor windparken waar dit niet is toegestaan doorvaartpassages worden aangewezen waar schepen tot 46 meter gebruik van kunnen maken. Daarbij maakt de recreatievaart met name gebruik maakt van de 10 à 20 km brede zone langs de kust, waardoor gebiedssluitingen verder op zee een beperkt effect hebben.</p>	Geen gevolgen
Elektriciteitsopbrengst	<p>Door de toename van windparken op de Noordzee nemen de mogelijke zog-effecten toe. Voor kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver neemt het aantal vollasturen af van 4.177 tot 3.866.</p> <p>Wanneer rekening gehouden wordt met de andere kavels in IJmuiden Ver, en met de toekomstige Britse windparken, nemen de zogverliezen met 6,5 %-punt toe van 12,4% tot 18,9%. Daardoor daalt de netto elektriciteitsopbrengst en de hoeveelheid vermeden emissies met 7,5% van 4.198 GWh/j tot 3.886 GWh/j.</p>	Geen gevolgen.

8. Grensoverschrijdende effecten

Voor de aspecten vleermuizen en vogels én onderwaterleven zijn grensoverschrijdende effecten mogelijk te verwachten.

8.1 Vogels en vleermuizen

8.1.1 Broedvogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt niet binnen de foerageerrange van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

8.1.2. Niet-broedvogels

Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel.

In dit hoofdstuk en de Passende Beoordeling is geconcludeerd dat significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie zijn uitgesloten. Dit geldt ook voor buitenlandse Natura 2000-gebieden.

8.2 Onderwaterleven

Vissen

Voor vissen geldt dat de effecten van heien marginaal zijn en bovendien sterk locatie gebonden. Het heien zal daarom geen grensoverschrijdende effecten tot gevolg hebben. Operationeel geluid van een windmolen heeft geen aantoonbaar effect op de visgemeenschap en daarmee dus ook geen grensoverschrijdende effecten.

Zeezoogdieren

De berekeningen die zijn gedaan wat betreft de effecten op zeezoogdieren gelden voor de populatie binnen het NCP. Er zijn geen berekeningen gedaan voor andere populaties. Het verstoorte gebied ligt in zijn geheel buiten Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of het buitenland. Er is daarom geen sprake van grensoverschrijdende effecten of directe externe werking.

9. Mitigerende maatregelen

Na toetsing blijkt dat bij de meeste aspecten kan worden voldaan aan de voorwaarden uit het wettelijk kader. Voor het beperken van cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen en bruinvissen en het kunnen verzekeren dat geen verslechtering optreedt van de staat van instandhouding zijn mitigerende maatregelen noodzakelijk. Het optreden van (resterende) negatieve effecten door aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark kan echter niet worden uitgesloten. Deze mogelijke resterende effecten kunnen worden gemitigeerd door de volgende maatregelen. Het zijn dus maatregelen die aanvullend genomen kunnen worden en besluitvorming over welke mitigerende maatregelen genomen worden vindt plaats in het kavelbesluit.

Tabel S12 Mogelijke mitigerende maatregelen

Aspect	Effect	Mogelijke mitigerende maatregelen
Vogels en vleermuizen	Verstoring	Bouwen in juni t/m september als er weinig verstoringsgevoelige soorten aanwezig zijn. Minimale verlichting op schepen toepassen, met een 'vogelvriendelijke' kleur

	Verstoring en slachtoffers	<p>Inrichtingsmaatregelen toepassen, zoals het aanleggen van corridors of het gebruik van een alternatieve vorm van het windpark (ruit, vierkant, etc.). Over de effectiviteit en precieze invulling is echter nog niet veel bekend.</p> <p>Vergroot detectiekans van het windpark voor vogels door reflectors, lasers en geluid (afhankelijk van vogelsoorten en daarmee gebonden aan diverse beperkingen).</p> <p>Stilzetten windturbines bij bepaalde weersomstandigheden in combinatie met gesignaleerde trekpieken.</p> <p>Installeer een zo klein mogelijk aantal grote windturbines in plaats van groter aantal kleinere windturbines.</p> <p>Installeer tweebladige in plaats van driebladige turbines.</p> <p>Door slim plannen van onderhoudswerkzaamheden, wanneer turbines stil worden gezet, kunnen slachtoffers worden voorkomen (denk aan periodes met verhoogde vogelactiviteit)</p>
	Verstoring	Slopen in een periode dat er weinig verstoringgevoelige soorten aanwezig zijn.
Onderwaterleven	Verstoring en habitatdestructie	<p><u>Benthos</u> Gebruik een zo klein mogelijke fundering.</p> <p><u>Zeezoogdieren</u> Gebruik geluiddempende maatregelen (heimantels, bellenschermen, e.d.).</p> <p>Kies voor de meest ondiepe locaties in het plangebied.</p> <p>Voer heiwerkzaamheden uit wanneer de dichtheid van het aantal zeezoogdieren laag is (herfst).</p> <p>Kies voor een klein aantal, relatief grote turbines in plaats van meerdere kleinere.</p> <p>Gebruik alternatieve funderingstechnieken, zoals trillen, schroeven of blue piling.</p> <p>Gebruik andere funderingen, zoals tripods, jackets of suction buckets.</p>
	Verstoring en habitatdestructie	<p><u>Benthos</u> Verwijder de windturbinezoulen en bestortingen niet, zodat de zich ontwikkelde gemeenschap blijft bestaan.</p> <p>Gebruik biologisch afbreekbare betonstructuren</p>
Scheepvaart en veiligheid	Aanvaringsrisico en scheepvaarbewegingen	<p>Gebruik maken van het Automatic Identification System (AIS) en VHF-antenne in het park</p> <p>Vessel Traffic Management (VTM)</p> <p>Aanvullende markering en identificatie windturbines</p> <p>Inzetten van een Emergency Towing Vessel</p> <p>Extra SAR-capaciteit</p> <p>ETV uitrusten met bestrijdingsmiddelen tegen olie-verontreiniging</p> <p>Fysieke barrière bij windparken om aandrijving te voorkomen</p>
Morfologie en hydrodynamica	n.v.t.	n.v.t.
Landschap	n.v.t.	n.v.t.

Overige gebruiksfuncties	Beperking visserijgebieden	Er zijn mogelijkheden voor het visserijvriendelijk inrichten van windenergiegebieden. Voor de betrokken partijen in zijn geheel lijken de baten echter niet op te wegen tegen de kosten.
	Separatie-eis HMR KY650	Verplaats de HMR of verhoog de minimale vliegroute
	Niet-gesprongen explosieven	Er is nader onderzoek benodigd om niet-gesprongen explosieven op te sporen en deze vervolgens op te ruimen.
	Aantasting archeologische waarden	De locatie van een windturbine of kabel wijzigen om zo een (mogelijk) archeologisch object te ontwijken.
	Mogelijke versterking van bestaande straalpaden	Rekening houden met halve rotor + 2° fresnel-zone rondom straalpad bij plaatsing van de windturbines.
Elektriciteitsopbrengst	n.v.t.	n.v.t.

10. Overwegingen voorkeursalternatief

Inleiding

In deze paragraaf worden enkele overwegingen meegegeven ten behoeve van keuze van het voorkeursalternatief, welke mogelijk wordt gemaakt in het kavelbesluit. Het gaat dan om de bandbreedte die is beschouwd in dit MER en de te nemen mitigerende maatregelen.

Overwegingen bandbreedte

Er zijn geen aspecten in dit MER die de beschouwde bandbreedte inperken.

Overwegingen te nemen mitigerende maatregelen

Een aantal maatregelen is nodig om effecten op stikstofgevoelige habitattypen, cumulatieve effecten op vogels, vleermuizen en bruinvissen te beperken en om de gunstige staat van instandhouding te kunnen garanderen. Het gaat om bijvoorbeeld een stilstandvoorziening bij vogel- en vleermuistrek en het voldoen aan een geluidsnorm voor onderwatergeluid bij het heien. In tabel S12 staan de mogelijke maatregelen die in dit MER zijn genoemd, waarmee effecten kunnen worden gemitigeerd. De keuze wordt in het kavelbesluit toegelicht.

Conclusie

Het kavelbesluit kan de voorkeursbandbreedte van de kavel op de beschouwde locatie mogelijk maken. Wel dient de toepassing van (ten minste) de noodzakelijke maatregelen in het kader van vogels, vleermuizen en bruinvissen geborgd te worden.

11. Leemten in kennis

Inleiding

Hoewel er de laatste jaren flink wordt gebouwd aan nieuwe windparken op zee, heeft de ontwikkeling van windparken op zee toch een relatief korte geschiedenis. Er zijn monitoringsevaluaties bekend van onder andere parken op zee in Engeland, Denemarken, Duitsland en Nederland. Het gaat om resultaten van relatief korte monitoringsperiodes. Beter inzicht in de exacte aard en omvang van de effecten met (empirisch) onderzoek kan pas op de lange termijn worden geboden. Wel bieden huidige ontwikkeling en onderzoeksprogramma's handvatten voor een effectvoorspelling, zoals in dit MER met een worst-case-aanpak gepresenteerd wordt. Tijdens (het vooronderzoek van) de effectvoorspelling voor het voorliggende MER zijn verschillende leemten in kennis geconstateerd die het inzicht in de aard en omvang van de effecten van een windpark in kavel II beperken. Er blijven kennisleemten bestaan over de effecten, onder

meer over de cumulatieve effecten van meerdere windparken onderling en in cumulatie met andere activiteiten op de Noordzee.

De leemten in kennis die bestaan, zijn niet alleen toe te schrijven aan het recente verleden van windenergie op zee. In brede zin dient veel kennis over diersoorten en hun dichtheden, diversiteit en gedrag nog aangevuld te worden. In deze paragraaf worden leemten in kennis toegelicht die relevant zijn in het kader van dit MER. Achtereenvolgens worden de leemten in kennis beschreven ten aanzien van de effectinschatting op vogels, onderwaterleven, morfologie en hydrodynamica, scheepvaart, landschap, overige gebruiksfuncties en elektriciteitsopbrengst.

Vogels en vleermuizen

Er zijn leemtes in kennis over aanvaringsrisico's, barrièrewerking en verstoring door windparken op zee (zowel overdag als 's nachts). Met name soort-specifieke kennis ontbreekt. Validatie van modellen om aanvaringslachtoffers te voorspellen op zee ontbreekt. Ook over verstoringgevoeligheden en verstoringafstanden van zeevogels zijn nog leemtes in kennis, evenals in hoeverre vogels kunnen wennen aan windparken. Op basis van literatuur is aangenomen dat 10% van de verstoorde vogels sterft. Het is niet bekend in hoeverre deze aanname overeenkomt met de werkelijkheid, maar wel kan worden gesteld dat 10% aan de veilige kant is (worst-case aanname).

Voor vleermuizen geldt dat er leemtes in kennis zijn ten aanzien van de basiskennis over populatieomvang en soort-specifieke verspreiding. Onbekend is het relatieve belang van de Noordzee voor verschillende soorten vleermuizen en hun veranderingen in gedrag door de aanwezigheid windparken.

Onderwaterleven

Benthos

Kennisleemten bestaan ten aanzien van het kunnen voorspellen van de gevolgen van de abiotische veranderingen (vooral sedimentverandering in de omgeving van het windpark) op benthos. Ook de gevolgen van elektromagnetische velden langs de kabels zijn nog niet goed bekend. Daarnaast staat het onderzoek naar de effecten van zeebodenvibraties vanwege heiwerkzaamheden nog in de kinderschoenen (Roberts & Elliot 2017). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn, en of deze effecten door kunnen werken op gemeenschaps- en populatieniveau.

Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark zijn modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat er in de toekomst zal gebeuren. Positief dan wel negatieve effecten zijn nog niet uit te sluiten.

Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak door turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten van dit deel van de Noordzee faciliteren/versnellen. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht.

Vissen

Een belangrijke leemte in kennis betreft de invloed van menselijke geluidsbronnen op in of in de nabijheid van de bodem levende vissen en ongewervelde dieren (Hawkins et al. 2021). Het is waarschijnlijk er vissen en bepaalde ongewervelden zijn die dit kunnen waarnemen. Of dit ook tot effecten op het gedrag

en de fitness leidt, is onbekend. Voor vissen is al het nodige onderzoek uitgevoerd naar de effecten van onderwatergeluid op vissen (Bolle et al, 2012, Debusschere et al. 2014, Popper et al. 2014). Hieruit blijkt dat vissen veel minder gevoelig zijn voor onderwatergeluid dan zeezoogdieren en dat sommige soorten (met zwemblaas) gevoeliger zijn dan andere soorten.

Ook worden in de kavelbesluiten enkel geluidsnormen genoemd voor de constructiefase (vooral vanwege het heien van de funderingen), maar niet voor de operationele fase van het windpark. Dit maakt het mogelijk dat windparkontwikkelaars de tipsnelheid van rotors onbegrensd kunnen verhogen, wat hogere geluidsniveaus in de operationele fase, ook waarschijnlijk onder water, met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vissen, is niet te zeggen of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Vooralsnog is niet bekend of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande operationele geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus op het gedrag van vissen zal dit moeten aantonen.

Zeezoogdieren

De belangrijkste leemten in kennis met gevolgen voor de omvang van de berekende effecten hebben betrekking op onderliggende aannames ten aanzien van:

- Onzekerheden in de procedure voor het bepalen van populatie-effecten
- Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie
- Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering
- Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren
- Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)
- Doorvertalen van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates
- Aannames in iPCoD-model over populatieontwikkeling en demografische parameters
- Toepassen van Interim PCoD-model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden
- Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken
- Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen
- Continu geluid tijdens de aanleg- en exploitatiefase
- Verwijdering bestaande windparken en onderwatergeluid

Scheepvaart en veiligheid

Bij draaiende windparken op zee wordt gemonitord hoeveel en welke schepen gebruik maken van de omgeving van het windpark en hoeveel en welke incidenten hierbij plaatsvinden. Met de gegevens die daaruit voortkomen zal besloten worden of het gewenst is om hier een afwegingskader en een kansmodel voor te ontwikkelen. Het gedrag en de verkeersstromen van niet-routegebonden verkeer, dat in het SAMSON model buiten windenergiegebied IJmuiden Ver is geplaatst, kan tevens gemonitord worden. Verder kunnen de scenario's en impact van aanvaringen en aandrijvingen met windturbines verder onderzocht en uitgewerkt worden.

Zo zijn in dit MER voor het bepalen van persoonlijk letsel bepaalde aannames gedaan. Het is bijvoorbeeld niet bekend wat de kans is dat de mast op dan wel van het schip af valt bij aanvaringen en aandrijvingen.

Ook komt het bezwijkgedrag van windturbines uit een studie uit 2000 (Barentse, 2000), terwijl windturbines fors groter zijn geworden.

In het kader van de doorgroei van windenergie op zee is in cumulatieve zin gekeken naar scheepvaartveiligheid en wordt er nagedacht hoe geconstateerde kennisleemten en hiaten in te vullen zijn. Door MARIN is een onderzoek uitgevoerd naar de scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen door het gecombineerde effect van de autonome ontwikkeling en de uitrol van de routekaart windenergie op zee 2030⁶. Meer recentelijk is een vergelijkbaar onderzoek gedaan waarbij ook de versnellingsopgave voor 2030 is meegenomen⁷. Naar aanleiding van beide onderzoeken is besloten een monitorings- en onderzoeksprogramma op te zetten voor de scheepvaart, om kennisleemten en hiaten in te vullen. Onderdeel van die hiaten is de effectiviteit van de voorgestelde mitigerende maatregelen. Dit programma is in het voorjaar van 2021 gestart onder de naam MOSWOZ (Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee).

Morfologie en hydrodynamica

Er is nader onderzoek nodig ten aanzien van de mogelijke effecten op stratificatieprocessen en waterbeweging van een grootschalige (internationale) ontwikkeling van windenergie op de Noordzee. In Van Duren et. al 2021 is reeds een goede aanzet gedaan voor het gecumuleerd in kaart brengen van de ontwikkelingen van windparken op de Noordzee. Zij geven echter een aantal belangrijke aanbevelingen om nader onderzoek naar de gecumuleerde effecten uit te voeren. De daadwerkelijke impact op de stratificatieprocessen en waterbeweging in de Noordzee van ontwikkelingen op het Nederlands continentaal plat zijn niet eenduidig te benoemen.

Landschap

Voor het thema Landschap zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving.

Overige gebruiksfuncties

Buiten de reeds genoemde onderwerpen waarop nader onderzoek nodig is, zijn er voor het milieuaspect Overige gebruiksfuncties geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving in dit MER.

Elektriciteitsopbrengst

Het milieuaspect elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies kent significante leemten in kennis. Naar verwachting geven de opbrengstberekeringen in dit hoofdstuk een goede indicatie van de werkelijk te behalen opbrengst. Met een windmeetcampagne kan een meer accurate benadering van het windklimaat worden gesimuleerd die leidt betrouwbaardere resultaten, echter zijn deze niet beschikbaar op het moment van schrijven en zal deze naar verwachting door de uiteindelijke vergunninghouder worden uitgevoerd. Ook zijn er momenteel geen gegevens van daadwerkelijk in productie zijnde 15 MW offshore turbines beschikbaar. Er in de berekeningen gebruik gemaakt van de turbinekenmerken die door de IEA zijn opgesteld voor een fictieve, 15 MW onderzoeks-turbine (Offshore reference-15.000 IEA). Het gebruik hiervan leidt naar verwachting niet tot significant andere resultaten.

⁶ Zie <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/scheepvaart/> voor meer informatie en het onderzoek.

⁷ Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

Conclusie

De leemten in kennis leiden er niet toe dat geen goed beeld verkregen is van de effecten van een windpark in kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Wel is het bij de besluitvorming van belang inzicht te hebben in de onzekerheden die bij de effectvoorspellingen een rol hebben gespeeld. Dit inzicht is verstrekt met dit MER.

13 Monitoring en evaluatie

13.1 WOZEP

Het monitorings- en evaluatieprogramma Wozep (windenergie op zee ecologisch programma) richt zich op belangrijke ecologische vragen rond bouw en exploitatie van windparken op zee die vooral een generiek karakter hebben en niet zozeer windpark specifiek zijn.

Onder het Wozep valt zowel de dóór-ontwikkeling van het instrument KEC (update en implementatie van kennis) als het MEP (het monitoring en onderzoeksprogramma). Onder het MEP valt monitoring en onderzoek zoals dat verplicht is gesteld vanuit de Wet Milieubeheer.

Het Wozep vervangt daarmee de monitoringsverplichting per windpark. Zo wordt ook een efficiëntieslag gemaakt die bovendien bijdraagt aan een kosten efficiënte realisatie van de doelstellingen voor windenergie op zee.

Bij de evaluatie van het Wozep wordt aandacht besteed aan de doorvertaling van de nieuwe kennis enerzijds in het instrument KEC (dit kan ook betekenen het checken van aannames en/of effectberekeningen); anderzijds als doorvertaling naar beleid- en beheerconsequenties. Voorbeeld van dat laatste is het opleggen of aanpassen van mitigerende maatregelen. In het Wozep richt het onderzoek zich met name op het verkrijgen van meer inzicht in de cumulatieve ecologische effecten en brengt dit in beeld en adviseert de bevoegde gezagen hierover.

Stand van zaken

Eind 2016 is een meerjarig monitoring- en onderzoeksprogramma opgeleverd waarin globaal de onderzoekslijnen voor de periode 2017-2023 zijn geschetst. Keuze van de onderzoekslijnen wordt bepaald door een afweging op twee tijdshorizonten:

- Korte termijn (tot 2023): gericht op gebruik van de resultaten in de geplande windparken. Centraal hierin staat het onderzoek naar de aannames die in de ecologische beoordeling voor deze parken zijn gedaan. Daarnaast worden ook nut, noodzaak en effectiviteit onderzocht van de maatregelen die worden opgelegd aan de windsector om ecologische schade te beperken;
- Lange termijn (na 2023): welke kennis is nodig om verdere uitbreiding van windparken op zee op een verantwoorde manier te kunnen laten plaatsvinden, wat zijn de te verwachten effecten van het verder uitbreiden van het aantal windparken op de Noordzee, waar precies kunnen ze komen en met welke mogelijke consequenties, hoe kunnen negatieve effecten in voldoende mate worden vermeden, etc.

Voor meer informatie zie de website: <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/wind-zee-ecologisch>.

De leemten in kennis uit dit MER bieden input voor monitoring binnen WOZEP (voor de ecologische aspecten) en voor monitoring voor de aspecten scheepvaart en morfologie en hydrologie.

13.2 MOSWOZ

In 2019 heeft Rijkswaterstaat de cumulatieve effecten van windparken op de scheepvaartveiligheid onderzocht. Het gaat om de windparken die tot 2030 worden gebouwd op het zuidelijke deel van de Nederlandse Noordzee. In totaal betreft het circa 850 extra windturbines over een gebied van zo'n 1.600 km².

Ondanks het vele onderzoek en de betrokkenheid van allerlei experts zijn er nog onzekerheden over de daadwerkelijke risico's en over de effectiviteit van een aantal maatregelen. Dat is de reden dat het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) is gestart. Het programma loopt tot 2029 en houdt de komende jaren de vinger aan de pols bij ontwikkelingen rond scheepvaartveiligheid in relatie tot de uitrol van windparken op zee. De uiteindelijke doelen zijn om meer inzicht te krijgen in het effect op scheepvaartveiligheid van windparken op zee en om tijdig te kunnen inspelen op innovaties op dit gebied.

Om deze doelen te bereiken heeft MOSWOZ de genoemde kennisleemtes uitgewerkt in onderzoeksvragen en vervolgens gebundeld in verschillende thema's. Binnen die thema's zal in de komende jaren gezocht worden naar de antwoorden op onderzoeksvragen, om zo beleidsmakers en andere betrokkenen goed te kunnen ondersteunen en adviseren.

Het programma is zo ingericht dat het gebruik kan maken van voortschrijdend inzicht. Keuzes en prioriteiten worden afgestemd op de actualiteit.

Tabel S13 MOSWOZ Thema's

Thema	Uitleg thema
Monitoring	Gericht op actuele risico-ontwikkeling op zee als gevolg van windparken voor alle scheepvaart
Veiligheid	Gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen windturbines
Doorvaart	Risico's doorvaart windparken versus omvaren
Vessel Traffic Monitoring	Inrichtingseisen Vessel Traffic Monitoring (VTM)
Emergency Towing Vessels	Verkennen inzet meerdere Emergency Towing Vessels (ETV's) – effectiviteit en modus operandi
Hydro-meteo	Hydro-meteo in relatie tot scheepvaartveiligheid – effecten windparken op wind, golven en zicht – verbeteren weerwaarschuwingen
Ankergebieden	Ankergebieden beter benutten
Crisisorganisatie	Verkennen impact op crisisorganisatie (vanwege complexiteit)
Buitenlandse benchmarking	Buitenlandse benchmarking windparken onder andere constructieve eisen aan windturbines, inzet van maatregelen, harmonisatie.

Voor meer informatie, zie de website: <https://www.noordzeeloket.nl/functionalities-gebruik/windenergie/scheepvaart-moswoz/>

English summary

1. Introduction

The Netherlands has set ambitious targets for achieving sustainable - renewable - energy production. Wind energy plays a prominent role in achieving that target. The period up to 2030 has so far focused on the Climate Accord target of producing 49 TWh of offshore wind energy annually by 2030. This requires a capacity of about 11.5 gigawatts (GW).

In addition to this target, by establishing three new wind farm zones in the North Sea Programme, the minister has indicated his intention to realise an additional 10.7 GW of offshore wind by 2030.

The Offshore Wind Energy Act allows the national government to issue sites for the development of offshore wind farms.

To meet these targets by 2030, new sites will be established and issued in the coming years. The sites will be established within the boundaries of the areas designated as wind farm zones in the North Sea Programme 2022 - 2027. The Wind Farm Site Decision determines where and under what conditions a wind farm may be built and operated. Following a Wind Farm Site Decision, licensing follows. Only the permit holder has the right to build and operate a wind park at the location of the site. The Water Decree lays down general rules for offshore wind farms.

The Minister for Climate and Energy, in agreement with the Minister for Infrastructure and Water Management, the Minister for Housing and Spatial Planning and the Minister for Nature and Nitrogen, can take a Wind Farm Site Decision and prepares an Environmental Impact Assessment (EIA) for the purpose of the Wind Farm Site Decision.

This document concerns the Environmental Impact Assessment for Site II in the IJmuiden Ver Wind Farm Zone (see Figure S1). The Environmental Impact Assessment describes the environmental effects that occur during the construction, operation and removal of wind turbines.

In this summary, the following sections are covered after this introduction (section 1):

2. the policy context and the reason for the Wind Farm Site Decision to be taken;
3. the choice of location for IJmuiden Ver wind farm zone;
4. the site subdivision of IJmuiden Ver wind farm zone;
5. the method of the EIA;
6. the result of the EIA;
7. cumulation;
8. cross boundary effects;
9. mitigation;
10. considerations of the preferred alternative;
11. gaps in knowledge and information;
12. monitoring and evaluation.

2. Policy context and reason for Wind Farm Site Decisions

The Offshore Wind Energy Roadmap includes plans to develop wind farms with a total capacity of about 21.5 GW in the following wind farm zones:

- Borssele with a capacity of 1,502 MW;
- Hollandse Kust (zuid) with a capacity of 1,520 MW;
- Hollandse Kust (west) with a capacity of 2,100 MW;
- North of the Wadden Islands with a capacity of 700 MW;
- IJmuiden Ver with a capacity of approximately 6,000 MW;
- Nederwiek with a capacity of approximately 6,000 MW;
- Doordewind with a capacity of 4,000 MW;

In accordance with this roadmap, about 11 GW of offshore wind capacity should be operational by 2030. The offshore wind roadmap thus looks as shown in Figure S1. Table S1 also shows the site subdivision for each wind farm zone.

Figure S1 Offshore wind energy roadmap June 2022



Table S1 Additional roadmap offshore wind energy 2030 (June 2022)

Size (ca. GW)	Wind farm zone, site(s)	Site tenders	(expected) commissioning of wind parks
1,0	In 2015 existing offshore wind parks	-	-
0,7	Borssele, sites I en II	Realised in 2016	2020
0,7	Borssele, sites III, IV en V	Realised in 2016	2020
0,7	Hollandse Kust (zuid), sites I en II	Realised in 2017	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (zuid), sites III en IV	Realised in 2019	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (noord), site V	Realised in 2020	(2023)
0,7	Hollandse Kust (west), site VI	Realised in 2022	(2025 - 2026)
0,7	Hollandse Kust (west), site VII		(2025 - 2026)
1,0	IJmuiden Ver, site III	Fourth quarter of 2023	(2028)
1,0	IJmuiden Ver, site IV		(2028)
1,0	IJmuiden Ver, site I		(2029)
1,0	IJmuiden Ver, site II		(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), site V	Second quarter of 2025	(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), site VI		(2029)
2,0	Nederwiek (zuid), site I	2026	(2030)
2,0	Nederwiek (zuid), site II		(2030)
2,0	Nederwiek (zuid), site III		(2031)
0,7	Hollandse Kust (west), site VIII	2026/2027	N.t.b.
0,7	Ten noorden van de Waddeneilanden, site I	2026/2027	(2031)
2,0	Doordewind, site I	2027	(2031)
2,0	Doordewind, site II	2027	(2031)

This Environmental Impact Assessment has been prepared for Site II of IJmuiden Ver Wind Farm Zone.

3. Site choice offshore wind farm zones

The North Sea Programme 2022 - 2027 reconfirmed previously designated areas as wind farm zones. In doing so, it was chosen to only indicate the contours of the wind farm zones. The sites have not yet all been defined. In the process, the IJmuiden Ver wind energy zone has been given a modified boundary so that there is no overlap with Natura 2000 area the Brown Bank. This had no effect on sites I - IV.

Site selection in previous Environmental Impact Assessment

In the Strategic Environmental Assessment accompanying the National Water Plan 2009 - 2015, it was investigated whether the IJmuiden Ver Wind Farm Zone is suitable for the realisation of wind energy. The effects of wind energy in the IJmuiden Ver wind Farm Zone were generally examined in terms of ecology, shipping safety, other user functions (oil and gas, fishery, sand extraction, defence, etc.), geology and hydrology, landscape (visibility), recreation (navigation), cultural history and archaeology. The Strategic Environmental Assessment accompanying the National Water Plan 2009-2015 also looked at suitability in

comparison to other wind farm zones designated for wind energy.⁸ It follows that the area is no less suitable than the other designated zones. In a general negative effects are similar. In terms of shipping and recreation, the effects are less than for the Hollandse Kust Wind Farm Zone (zuid, noord and west).

In the Environmental Impact Assessment for the sites of Wind Farm Zone Borssele and for Sites I and II of Hollandse Kust (zuid), a general comparison was made between the wind farm zones. This general comparison highlights specific aspects that need to be taken into account in the further development of wind energy in the wind farm zones, such as the effect on marine mammals and birds. This Environmental Impact Assessment will pay explicit attention to these aspects.

North Sea Programme site selection study

The North Sea Programme (PNZ) 2022-2027, which is part of the National Water Programme (NWP), has mapped eight search areas eligible for designation as wind farm zones in the North Sea until 2040. There are also four already designated and not yet used (parts of) wind farm zones, which have been reconfirmed. In fulfilling the target and the required acceleration till 2030, offshore wind energy plays a vital role. According to the Additional Task Steering Group, 10 GW of offshore wind energy is needed to achieve 55% CO₂ reduction. To this end, the study examined what is needed to fulfil the remaining target of the 49% target (0.7GW) in the existing wind farm zones and to find space for the additional EU acceleration target (55%) until 2030.

Showing from the supplement Strategic Environmental Assessment for the North Sea Programme that the 10.7 GW in the newly designated and partly re-designated wind farm zones are needed in their entirety to meet the 55% EU target. It was also examined which previously designated wind energy areas have the most suitable space to realise the remaining task for the 49% target.

This space has been found in the Hollandse Kust (west) Wind Farm Zone. The southern part of this Wind Farm Zone has been reconfirmed in the North Sea Programme. The two northern sites of the IJmuiden Ver Wind Farm Zone have also been reconfirmed in the North Sea Programme (see figure S2). IJmuiden Ver is thus part of the roadmap to meet the CO₂ target in 2030. Further CO₂ reductions will be achieved with the newly designated wind farm zones.

A location trade-off between the newly designated and partly reconfirmed areas with the IJmuiden Ver Wind Farm Zone is not necessary since all designated areas are necessary to achieve the targets.

4. 4. Site subdivision

The designated IJmuiden Ver Wind Farm Zone is located in the Dutch Exclusive Economic Zone (EEZ). The area is about 62 kilometres from the coast. The Wind Farm Zone originally had a total area of 1170 square kilometres. However, the North Sea Programme 2022-2027 adjusted the southern boundary of the IJmuiden Ver Wind Farm Zone due to the designation of the Brown Bank as a Birds Directive area. The intended area for sites I-IV extends southwards to this new southern boundary and covers an area of about 388 square kilometres. The water depth in the entire (originally designated) wind energy area ranges from 16.8 to 46.9 metres (lowest astronomical tide - LAT).⁹

⁸ Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

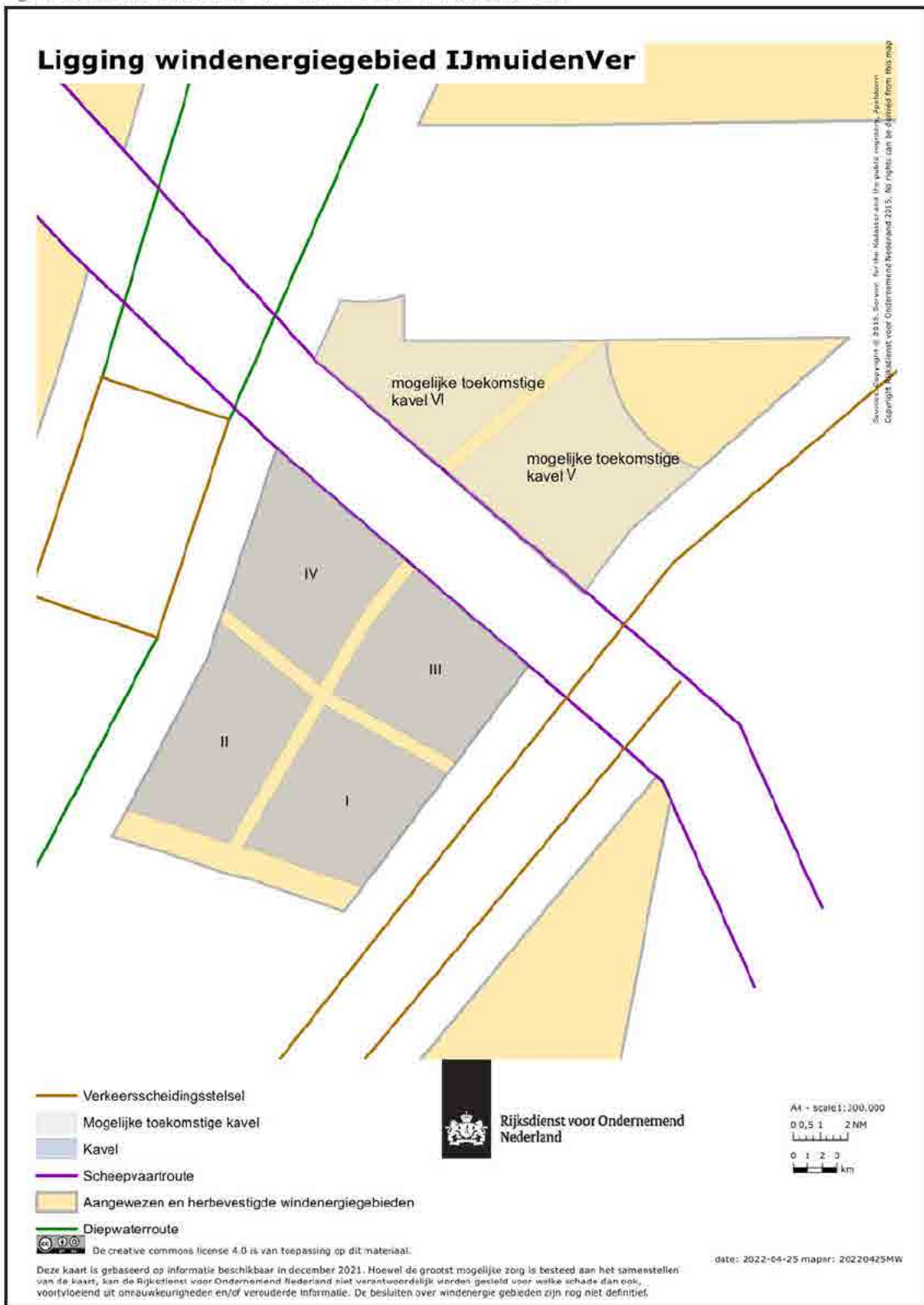
⁹ Voor meer informatie over de kenmerken van het gebied, zie de locatiestudies op <https://offshorewind.rvo.nl/generalIJmuiden>

Within the IJmuiden Ver Wind Farm Zone, there is space for six sites of about 1 GW each. The tenders of sites I to IV are planned in the fourth quarter of 2023. The tenders for sites V and VI, north of the proposed clearway, are planned in the second quarter of 2025. One of the main points of departure of the North Sea Programme 2022-2027 is to combine the use of scarce space in the North Sea as much as possible with relatively compact sites of about 10 MW/km².

In the site subdivision process of the zones various frameworks and guidelines are used. For example, the North Sea Programme 2022-2027 includes the 'Design process: distance between mining sites and wind farms' and the 'Design criterion distance between shipping lanes and wind farms'. Studies have also been conducted on the effects of wake turbulence from wind turbines on flight safety and on the helicopter accessibility¹⁰ of mining platforms.

¹⁰ NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016. Zie ook: To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Figure S2 Location of IJmuiden Ver Wind Farm Zone and site subdivision



Site II

Site II in the IJmuiden Ver Wind Farm Zone is located on the south-west side of the wind energy area. As indicated, the currently drawn southern boundary was placed there because of the Brown Bank, which was recently designated as a Birds Directive area. On the western side of the site is a deep-water route and on the eastern side the boundary with Kavel I, including the future location of the platform of the offshore grid IJmuiden Ver Alpha. On the north side, the site is bordered by Site IV.

5. Method of impact Assessment

Bandwidth

In an Environmental Impact Assessment, alternatives of an activity are assessed by examining the effects an activity might have and comparing them side by side. As stated above this Environmental Impact Assessment does not examine site alternatives. Instead this Environmental Impact Assessment examined alternatives for one area with one wind farm (so-called 'site'). The alternatives consist of a range or bandwidth (see text box) of different wind turbine types and configurations possible within such a site.

The site within the IJmuiden Ver Wind Farm Zone is thus issued with the possibility for the wind farm developer configure the site as it wishes. The bandwidth within which it must remain is laid down in the Wind Farm Site Decision.

Bandwidth

This site is issued with a predetermined bandwidth. This allows for a flexible site design within which different types of turbines, configurations and foundations are possible. Within the bandwidth, the developer has the freedom to create an optimal design for the wind farm in terms of cost-effectiveness and energy yield. This bandwidth approach places specific requirements on the Environmental Impact Assessment. All environmental impacts associated with all possible configurations enabled by the Wind Farm Site Decision must be investigated. However, investigating all possible configurations is not possible due to the multitude of conceivable combinations. Therefore, a worst-case approach is adopted: if the worst-case situation of the bandwidth is acceptable in terms of impacts, then all setups within the bandwidth are possible.

Alternatives

The worst case situation will be different for different aspects (e.g. different for birds than for marine mammals). The study takes this into account by examining and comparing multiple worst case situations as alternatives in the Environmental Impact Assessment. The parameters delineating the worst case situations are named and described; for example, things like maximum number of turbines, maximum lower/upper limit of the rotor, maximum rotor swept area, characteristics of the foundation construction method, etc.

To obtain a picture of the possibilities to reduce impacts, mitigating measures are also identified and examined for each aspect. This prevents only a worst-case situation from being portrayed and identifies opportunities for optimisation

The bandwidth of the site to be issued is shown in the following table. The values of the bandwidth are based on the current state of the art and expectations regarding developments for the coming years. The upper and lower limits of the bandwidth will be laid down in the Wind Farm Site Decision.

Table S2 Bandwidth EIA

Subject	Bandwidth
Installed capacity site	approx. 1 GW
Maximum number of turbines	67
Power of individual wind turbines	Min15 MW
Tip height (top) individual wind turbines	Maximum 305 meter
Tip height (bottom) individual wind turbines	Minimum 25 meter
Rotor diameter individual wind turbines	236 – 280 meter
Spacing between wind turbines	Minimum 4 times the rotordiameter
Number of blades per wind turbine	2, 3
Type of foundations	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket
Maximum noise level (in case of pile driving)	160 or 164 dB re 1 μ Pa ² s SELss 750 metres from the noise source
In case of foundation piling: diameter of foundation pile/piles and number of piles per turbine:	
Monopile	1 pile of 11,5 to 15 meter
Multipile (including 'tripods' en 'jackets')	3 to 4 piles of 3 - 5 meter
In case of foundation without piling: dimensions on seabed:	
Gravity Based	Up to 50 meter in diameter
Suction Bucket	Up to 30 meter in diameter
Electrical infrastructure (inter-array cabling)	66 kV, buried at a depth of 1 metre

The worst case situation may be different for different aspects, e.g. for birds and for marine mammals. The table below shows the worst case and best case for the different environmental aspects.

Table S3 Worst and best case within the bandwidth for each environmental aspect.

Environmental aspect	Bandwidth	
	Alternative (Worst case)	Alternative (Best case)
Birds and bats	67 x 15 MW-turbines Tip (bottom) 25 m rotordiameter 236 m	50 x 20 MW-turbines Tip (bottom) 25 m rotordiameter 280 m
Marine life*	67 x 15 MW-turbines 1 turbine location per day	50 x 20 MW-turbines turbine location per day
Shipping	67 x 15 MW-turbines	50 x 20 MW-turbines
Geology and hydrology	50 x 20 MW-turbines with a Gravity Based foundation or suction bucket	67 x 15 MW-turbines with Tripod foundation
Landscape **	67 x 15 MW-turbines rotordiameter 280 m	

	hub-hight 165 m	
Other functions	50 x 20 MW-turbines with a Gravity Based foundation or suction bucket	67 x 15 MW-turbines with Tripod foundation
Electricity yield**	67 x 15 MW-turbines	

* For marine life, the worst case and best case situation is different for each 'sub aspect' (marine mammals, fish, benthic life).

** For landscape and electricity yield, one alternative was examined because the expected impacts within the range are not sufficiently distinctive.

Assessment

To compare the effects of the alternatives for each aspect, they are assessed on a +/- scale compared to the zero alternative (which is the current situation and autonomous development). The following rating scale is used for this purpose, as shown in Table S4. The assessment is elaborated.

Table S4 assessment methodology

Assessment relative to the zero alternative (the reference situation)	Score
The plan leads to a strong noticeable negative change	--
The plan leads to a noticeable negative change	-
The plan does not differ from the zero alternative	0
The plan leads to a noticeable positive change	+
The plan leads to a significant positive change	++

If the effects are marginal, this is indicated by 0/+ (marginal positive) or 0/- (marginal negative) where applicable.

The Appropriate Assessment quantifies effects in order to make statements on whether or not significant effects on Natura 2000 areas will occur.

Besides the effect of a wind farm in Site II, cumulative effects of other wind farms and activities have also been considered, as well as mitigating measures.

6. Result of environmental Assessment

The following tables show the ratings of the alternatives by aspects according to the different assessment criteria, without the use of mitigation measures¹¹. The tables are then discussed for each aspect.

6.1 Morphology and hydrodynamics

Table S5 Impact assessment morphology and hydrology Site II

Aspect (during construction, maintenance and operation)	Alternative 1 (15 MW)	Alternative 2 (20 MW)
Waves	0	0
Water movement (water level and current)	0	0/-

¹¹ For marine life, however, the noise standards from the Ecology and Cumulation Framework 4.0 have been used as a starting point. These noise standards can only be met if measures are taken during pile driving.

Water depth and bottom shape	0	0
Bottom composition	0	0
Turbidity and water quality	0	0
Stratification	0	0
Sediment transportation	0	0
Coastal defence	0	0

All morphological and hydrological changes resulting from the construction, use, removal and maintenance of the planned wind farm and cables are very limited in magnitude. In addition, the effects during construction and removal are only temporary. The changes, when they occur, are very small compared to the natural dynamics of the area. Due to the relatively small size of the foundation piles, the relatively large distance between the wind turbines and the number of wind turbines, the changes are very localised. The impact is limited to the immediate vicinity of the foundation piles and the park cable route and is again only temporary. Only in the case of a gravity-based foundation are the effects on water movement slightly greater due to the larger dimensions of the foundation, thus scoring slightly negative.

6.2 Birds and bats

Alternative 1 (67 x 15MW turbines) results in several dozen more bird casualties than Alternative 2 (50 x 20 MW turbines). Based on current knowledge, Alternative 1, with more and smaller turbines, is expected to result in a higher number of bat casualties (an estimated 67) than Alternative 2 (an estimated 50). Alternative 2 is therefore the most environmentally friendly alternative from the perspective of birds and bats, mainly due to the lower number of collision casualties than the other alternative with more turbines. The complete impact assessment is summarised in Table 6.

Table S6 Impact assessment of the different IJmuiden Ver wind farm alternatives on colony birds, local seabirds, migratory birds and bats.

Effects of wind farm	Alternative 1	Alternative 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
Construction phase birds		
- construction of foundations	0/-	0/-
- increased shipping	0/-	0/-
Use phase birds		
Local seabirds		
- collisions	-	-
- barrier effect	0	0
- habitat loss	-	-
- indirect effects	0/-	0/-
Breeding (colony) birds		
- collisions	-	-
- barrier effect	0	0
- habitat loss	0/-	0/-

Effects of wind farm	Alternative 1	Alternative 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
- indirect effects	0/-	0/-
Migratory birds		
- collisions	-	-
- barrier effect	0	0
- habitat loss	0	0
- indirect effects	0	0
Removal phase birds		
- deconstruction of foundations	0/-	0/-
- increased shipping	0/-	0/-
Bats		
- collisions	0/-	-
- barrier effect	0	0
- habitat loss	0	0
- indirect effects	0/-	0/-

The expected effect of two-bladed instead of three-bladed turbines was also considered. Taking into account the fact that a bird may come into contact with one less blade per turbine, but the rotational speed of the blades is somewhat higher on average (about 1.33x), fewer casualties are expected to occur with two-blade turbines than with three-blade turbines.

An Appropriate Assessment has also been prepared for this Environmental Impact Assessment. This shows the following:

- Effects due to collisions and habitat loss on non-breeding birds from Natura 2000 areas, which use Site II outside the breeding season, cannot be ruled out. Significant effects, however, can be ruled out.
- Significant negative effects of Site II on breeding populations of lesser black-backed gulls from the Dutch Natura 2000 areas Dunes and Lage Land Texel, Dunes Vlieland and Wadden Sea can be ruled out. The additional mortality caused by the wind farm is at most 0.06%, and this falls below the 1% natural mortality standard.
- Effects on some species of migratory birds on seasonal migration from Natura 2000 areas as a result of collisions cannot be ruled out. Significant effects, however, can be ruled out.

A Species Assessment was also carried out for this Environmental Impact Assessment. This shows the following:

- For most species whose victims are expected in Site II in IJmuiden Ver Wind Farm Zone, the predicted mortality for all species is less than 1.0% of the annual natural mortality of the population in the Dutch EEZ. The exceptions are the gannet and great black-backed gull. On this basis, for all species except gannet and great black-backed gull, it can be said with certainty that the realisation of Site II in IJmuiden Ver Wind Farm Zone will not lead to effects on the GSI of the populations concerned.

6.3 Marine life

Impacts on benthic animals and fish are small in magnitude. An exception applies to Sabellaria banks. This is a critical habitat potentially present in the plan area. This reef-forming species, which can reach a reef width of several metres, thus creating habitat for other species, may be destroyed by turbine construction. In the worst case alternative where 17 more turbines are installed than in the best case, this effect will be greater. Furthermore, a gravity-based foundation covers a larger area than a monopile foundation.

For marine mammals (porpoises and seals), effects will occur during the construction phase of the wind farm due to the underwater noise created by pile-driving activities. During pile driving, animals may be disturbed by being within the noise contour within which a change in behaviour occurs. The Assessment shows that, when applying an underwater noise level of 160 dB re 1 μ Pa²s or 164 dB re 1 μ Pa²s on 750 meters of the noise source, this disturbance will not lead to population effects for either seals or porpoises, so the effects will not lead to a deterioration of the State of Conservation (Svi).

Table S7 Impact assessment IJmuiden Ver marine life

Type	Fase	Impact assessment	Alternative 1	Alternative 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
Benthos	All	Disturbance	0	0
		Impairment	-	-
		Habitat loss	0	0
Fish	Construction	Noise vibrations from pile driving	N/A	0/-
		Soil disturbance: turbidity	0	0
		Bottom disturbance: habitat destruction	0/-	0/-
	Use	Exclusion of fishing	0/+	0/+
		EMF due to cables	0/-	0/-
		Artificial hard substrate	0/+	0/+
	Removal	Loss of new habitat	0	0
Marine Mammals	Construction	Disturbed area (km ²)	0/-	0/-
		Number of animals affected	0/-	0/-
		Number of animals disturbed	0/-	0/-
		Duration of disturbance	0/-	0/-
		Population effects	0/-	0/-

6.4 Shipping and safety

Table S8 Impact assessment marine safety

Assessment criteria	Impact assessment	Assessment
Safety	Probability of collision and propulsion with wind turbines	-
	Consequential damage from collision and propulsion	0/-
Shipping	Diversion possibilities for crossing shipping	0

Contrary to the other topics, for shipping safety, the cumulative effect of the various wind farms have been taken into account from the outset. This is because the planned shipping routes for route-related traffic do not change. The route structure at sea is designed to take into account the wind farms already constructed and to be constructed. The considered zero alternative is therefore also the cumulative scenario.

From the most recent study (which assumes that there will be no passage in the wind farms), the total expected collision and drift frequency (with a turbine) for the scenario RK2030 is 0.987 per year (once every 1.0 year). This is the scenario from the original roadmap (up to IJmuiden Ver I-IV) plus the assignment to accelerate, but without the future roadmap 2040. Therefore, the assessment in terms of probability of collisions and drifts is negative (-).

6.5 Landscape

For both sites, the worst-case turbines will not be visible at eye level. At a height of 20 metres (on the coast), the turbines are theoretically visible. However, meteorological conditions will almost always obscure the turbines from view. The wind farm will theoretically be visible less than 1% of the time (less than 1 day per summer, and for less than 7 minutes on that day).

Assessment criterion	Assessment
Visibility in percentage of time	0

6.6 Other functions

Most impacts on the other uses are assessed neutrally because they are minor in magnitude, or can be ruled out beforehand. This applies to Mining, Aviation (excluding helicopter traffic), Sand, gravel and shell mining, Dredging landfill, Ship, shore and aviation radar, Telecommunications, Military activities, and Recreation and tourism.

Table S9 Impact assessment of the investigated subject of the environmental aspect other functions.

Functions	Assessment Criteria	Alternative 1 67 x 15 MW	Alternative 2 50 x 20MW
Fisheries	Fishing restrictions	0/-	0/-
Mining	Restrictions on oil and gas extraction	0	0
Aviation	Interference civil aviation	0	0
	Interference helicopter traffic	-	-
	Coast Guard interference	0	0
	Interference military aviation	0	0
Sand, gravel and shell mining	Restrictions on shallow mineral extraction	0	0

Dredge dumping	Dredging restrictions	0	0
Ship, shore and aviation radar	Radar interference	0	0
Cables and pipelines	Interference to cables and pipelines	0/-	0/-
Telecommunications	Wave interference	0	0
Military activities and NGE	Interference Military activities	0	0
	Presence of unexploded ordnance	-	-
Recreation and tourism	Restrictions on recreational navigation	0	0
	Restrictions on coastal recreation	0	0
Cultural history and archaeology	Damage to archaeological remains	0/-	0/-
Existing wind farms	Influence on electricity yield of existing wind farms	0/-	0/-

The effects on fisheries as a whole are assessed slightly negatively. The area closure of the site is small compared to the area available to fishermen. However, individual fishermen may experience greater impacts than others if they frequently use fishing grounds within the site. The effects on Cables and Pipelines are slightly negative as there may have to be crossings with an abandoned pipeline. The effects for cultural history and archaeology have also been assessed and is slightly negatively due to the presence of (possible) archaeological values that need to be taken into account. There is also a slightly negative effect on existing wind farms due to the proximity to Hollandse Kust (west). The proximity of other wind farms can negatively influence the amount of wind another wind farm can capture.

For helicopter traffic (aviation) and NGE (unexploded ordinances), the assessment is negative. This is because the site is crossed by a Helicopter Main Route. The arrival of a wind farm limits the minimum flight altitude and makes it necessary to raise it. Additionally, within the sites, the presence of NGE is very likely making necessary measures essential. With these measures, the possible effects will be mitigated.

6.7 Electricity yield

Table S10 Summary of impact assessments Electricity yield and avoided emissions without mitigation

Sub aspects	Assessment criteria	Impact assessment Alternative 15 MW
Electricity yield	Electricity yield	++
	CO2 emission reduction	++
Avoided emissions	SO2 emission reduction	++
	NOx emission reduction	++

A net electricity yield of 4,198 GWh/year has been calculated for the 15 MW turbine. Other alternatives with other wind turbine types will be able to provide approximately the same electricity yield. Environmental Impact Assessments for the sites of other wind energy areas consistently found that a layout with a different number of turbines and capacity per turbine but an installed total capacity that was about the same (1 GW) resulted in more or less the same electricity yield.

The mentioned electricity production is equivalent to 0.78% of the national final energy consumption of 1,994 PJ (in 2020, according to total gross final energy consumption, source: CBS). Site II at IJmuiden Ver can supply electricity to around 1,538,000 households¹².

The contribution of the wind farm to the reduction of CO₂, NO_x and SO₂ is proportional to the net energy yield. The reduction was calculated using the average use of fuels at power plants.

It is likely that turbines with high power and a relatively large rotor will generate the most electricity yield. The future wind farm developer is free to determine an optimum within the bandwidth in which, of course, cost price will also play a role.

7. Cumulation

The following table briefly indicates the cumulative effects and the consequences this has for the Wind Farm Site Decision. The first column indicates the aspect, the second column indicates which effects may be relevant in cumulation and the third column indicates the implications for the Wind Farm Site Decision.

Table S11 Relevant cumulative effects and impacts

Aspects	Relevant cumulative effects	Consequences of Wind Farm Site Decision
Morphology and hydrodynamics	At the level of the IJmuiden Ver Wind Farm Zone, the effect on morphology and geology will be neutral. However, recent studies have shown that very large-scale developments of wind farm zones in the North Sea could potentially affect (mixing) and water movement and morphology. However, the extent of effects regarding these aspects and the repercussions on other geological and ecological processes is highly uncertain.	No consequences
Birds and bats	<p><u>Birds</u> Cumulatively, significant negative impacts can be ruled out for all bird species. The acceptable level of impact (ALI) for both alternatives is also not exceeded for gannet and herring gull. This was the case within the KEC 4.0. Cumulatively, significant negative impacts can also be ruled out on the basis of new ALI standards, with the exception of auk and guillemot in the international scenario (all wind farms in the southern North Sea up to and including 2027), in the national scenario (all wind farms in the Dutch part of the North Sea up to and including 2027) also for auk and guillemot.</p> <p><u>Bats</u> Much less information is available on bats than on birds. The bats that fly over the North Sea are well established, but their numbers, the population sizes from which these animals originate and their behaviour at sea are not well</p>	<p><u>Birds</u> Several studies on possible mitigation measures to reduce impacts are ongoing. These measures could potentially reduce the number of casualties.</p> <p><u>Bats</u> Based on current knowledge, it cannot be ruled out with certainty that negative effects on the conservation status of rough-legged dwarf bat will occur in the worst-case scenario, even after applying downtime as a mitigation measure.</p>

¹² This is not the same as the electricity actually going to so many households and being used by householders. It gives an indication of the scale of generation, but the electricity will feed the public electricity grid and be taken by potentially all electricity users connected to the public electricity grid.

	<p>known. According to the calculation method used, the number of casualties among pipistrelle bats, at 4,109 animals, is well above the PBR of 1,905 animals.</p>	
Marine life	<p><u>Benthos and fish</u> The increase in the number of wind turbines and foundations could lead to changes in flow, stratification or primary production of benthos. It is also possible that it facilitates colonisation by exotic species. However, not enough information is available to estimate these effects.</p> <p><u>Marine mammals</u> Applying an underwater noise level of 160 dB re 1µPa²s or 164 dB re 1µPa²s on 750 meters of the noise source, the disturbance will not lead to significant cumulative effects for either seals or porpoises, so the effects will not lead to a deterioration of the State of Conservation (Svi).</p>	<p>If the noise standard described in this EIA is applied, effects on the GSI of marine mammals can be ruled out.</p>
Navigation and safety	<p>In this Environmental Impact Assessment, the cumulative impact of the different offshore wind farms is not considered separately. The considered zero alternative is therefore also the cumulative scenario.</p> <p>Most recent research indicates that the total expected collision and drift frequency (with a turbine) for the scenario Rk2030 (1281 turbines) is 0.56 per year (once every 1.8 years). For the scenario that includes acceleration, this frequency increases to 0.987 (once every 1.0 years).</p>	<p>No consequences</p>
Landscape	<p>The IJmuiden Ver Wind Farm Zone is located at a great distance from the coast. Only because of this, it is visible for less than 24 hours on an annual basis. The same applies to nearby wind energy zones such as Hollandse Kust (west) and Nederwiek. Therefore, no significant contribution to cumulative effects is expected and no mitigating measures are required.</p>	<p>No consequences</p>
Other uses	<p><u>Fisheries</u> The arrival of more offshore wind farms increases the total land used. As a result, a larger area will be closed to fishing. The future cumulative effect of this area closure for fisheries is partly determined by future developments in the ecology of the North Sea and the policy and socio-economic context. The possibility of more nature areas being closed to fishing in the future, and the possible closure of UK waters after 2025 increases this effect.</p> <p><u>Archaeology</u> With a greater number of turbines in the North Sea, the likelihood of archaeological remains being affected, or NGE being struck, also increases. The realisation of the sites within the IJmuiden Ver Wind Farm Zone increases this</p>	<p>No consequences</p>

	<p>chance, although good mitigation measures are available for this.</p> <p><u>Recreational navigation</u> For recreational shipping, the cumulative effects are limited because it is allowed for ships up to 24 metres in length within certain wind farms, and for wind farms where this is not allowed, passages are designated that ships up to 46 metres can use. In addition, recreational shipping mainly uses the 10 to 20 km wide zone along the coast, so area closures further out to sea have a limited effect.</p>	
Electricity yield t	<p>The increase of wind farms in the North Sea increases the potential wake effects. For Site II of IJmuiden Ver Wind Farm Zone, the number of full-load hours decreases from 4,177 to 3,866.</p> <p>When taking into account the other sites in IJmuiden Ver, as well as the future UK wind farms, the wake losses increase by 6.5 percentage points from 12.4% to 18.9%. As a result, net electricity output and the amount of emissions avoided decrease by 7.5% from 4,198 GWh/y to 3,886 GWh/y.</p>	No consequences

8. Transboundary effects

For the aspects of bats and birds as well as marine life, transboundary effects are potentially to be expected.

8.1 Birds and bats

8.1.1 Breeding birds

IJmuiden Ver Wind Farm Zone is out of reach for most breeding colonies located in Natura 2000 areas. Only breeding lesser black-backed gulls originating from colonies in the Dutch Natura 2000 areas Dunes and Low Land Texel, Dunes Vlieland and Wadden Sea can theoretically reach the wind farm zone. IJmuiden Ver Wind Farm Zone is not within the foraging range of other Dutch or foreign colonies in Natura 2000 areas for which a conservation target for lesser black-backed gull as a breeding bird has been formulated.

8.1.2. Non-nesting birds

With the assumption that seabirds move nomadically throughout the North Sea outside the breeding season, individuals in the (southern) North Sea can be seen as a single population. It is therefore expected that individuals using Natura 2000 areas, and thus the 'population' of such a Natura 2000 area, will be similarly impacted as the North Sea population as a whole.

This chapter and the Appropriate Assessment have concluded that in cumulation significant effects on populations within Natura 2000 areas have also been ruled out. This also applies to foreign Natura 2000 areas.

8.2 Marine life

Fish

For fish, the effects of piling are marginal and also highly site-specific. Pile-driving will therefore not result in any transboundary effects. Operational noise from a wind turbine has no demonstrable effect on the fish community and therefore no transboundary effects.

Sea mammals

The calculations made regarding the effects on marine mammals apply to the population within the NCP. No calculations have been done for other populations. The disturbed area lies entirely outside Natura 2000 areas designated for porpoises or seals in the Netherlands or abroad. There are therefore no transboundary effects or direct externalities.

9. Mitigation

Assessments show that the conditions of the legal framework can be met for most aspects. Mitigating measures are required to limit cumulative effects on birds, bats and porpoises and to ensure that the conservation status does not deteriorate. However, the occurrence of (residual) negative effects due to construction, operation and removal of the wind farm cannot be excluded. These possible residual effects can be mitigated by the following measures. These are therefore measures that can be taken additionally. Decisions making on which mitigating measures will be implemented are made in the Wind Farm Site Decision.

Table S12 Possible mitigating measures

Aspect	Effect	Possible mitigating measures
Birds and bats	Disturbance	Build in June to September when few disturbance-sensitive species are present. Apply minimal lighting on vessels, with a 'bird-friendly' colour.
	Disturbance and casualties	Apply design measures, such as creating corridors or using an alternative shape of the wind farm (diamond, square, etc.). However, not much is yet known about the effectiveness and exact design.
		Increase detection probability of the wind farm for birds by reflectors, lasers and noise (depending on bird species and thus bound by various restrictions).
		Shutting down of wind turbines during certain weather conditions in combination with detected migration peaks. Install the smallest possible number of large wind turbines instead of larger number of smaller wind turbines. Install two-bladed instead of three-bladed turbines. Smart planning of maintenance work: When turbines are shut down it can prevent casualties (consider periods of increased bird activity).
Disturbance	Dismantle at a time when few disturbance-sensitive species are present.	
Aquatic life	Disturbance and habitat destruction	<u>Benthos</u> Use the smallest possible foundation. <u>Marine mammals</u> Use acoustic measures (piling walls, bubble screens, etc.).

		<p>Choose the shallowest locations in the planned area.</p> <p>Conduct piling work when the density of marine mammals is low (autumn).</p> <p>Choose a small number of, relatively large turbines rather than several smaller ones.</p> <p>Use alternative foundation techniques, such as vibrating, screwing or blue piling.</p> <p>Use other foundations, such as tripods, jackets or suction buckets.</p>
	Disturbance and habitat destruction	<p><u>Benthos</u> Do not remove wind turbine pillars and embankments so that the developed aquatic communities remain.</p> <p>Use biodegradable concrete structures.</p>
Shipping and safety	Collision risk and vessel movements	<p>Using the Automatic Identification System (AIS) and VHF antenna in the park</p> <p>Vessel traffic management (VTM)</p> <p>Additional marking and identification of wind turbines</p> <p>Deployment of an Emergency Towing Vessel</p> <p>Additional SAR capacity</p> <p>ETV equipped with pesticides against oil pollution</p> <p>Physical barrier at wind farms to prevent collision</p>
Morphology and hydrodynamics	N/A	N/A
Landscape	N/A	N/A
Other uses	Restriction on fishing areas	There are opportunities for fishery-friendly design of wind energy areas. However, for stakeholders as a whole, the benefits do not seem to outweigh the costs.
	Separation requirement HMR KY650	Move the HMR or increase the minimum flight path
	Unexploded ordnances	Further investigation is required to detect unexploded ordnances and then clear them.
	Impact on archaeological values	Changing the location of a wind turbine or cable to avoid a (possible) archaeological object
	Possible disruption of existing (radio) wave paths	Take into account the half-rotor + 2nd fresnel zone around (radio) wave path when wind turbines are placed.
Electricity yield	N/A	N/A

10. Considerations on preferred alternative

Introduction

In this section, some considerations are given for the choice of the preferred alternative, which will be made possible in the Wind Farm Site Decision. It concerns the bandwidth considered in this Environmental Impact Assessment and the mitigating measures to be taken.

Bandwidth considerations

There are no aspects in this Environmental Impact Assessment that constrain the considered range.

Considerations on mitigating measures

A number of measures are needed to limit effects on nitrogen-sensitive habitat types, cumulative effects on birds, bats and porpoises, and to guarantee the GSI. These include, for example, a shutdown provision during bird and bat migration and compliance with an underwater noise standard during pile driving. Table S12 lists the possible measures identified in this Environmental Impact Assessment that could mitigate impacts. The choice will be explained in the Wind Farm Site Decision.

Conclusion

The Wind Farm Site Decision can enable the preferred site bandwidth at the considered location. However, the application of (at least) the necessary measures should be secured in the context of birds, bats and porpoises.

11. Knowledge gaps

Introduction

Although there has been significant construction of new offshore wind farms in recent years, offshore wind farm development still has a relatively short history. There are known monitoring evaluations of offshore wind farms in England, Denmark, Germany and the Netherlands, among others. These are results of relatively short monitoring periods. Better insight into the exact nature and extent of the effects with (empirical) research can only be expected in the long term. However, current development and research programmes do provide tools for impact prediction, as presented in this Environmental Impact Assessment with a worst-case approach. During (the preliminary investigation of) the impact prediction for the present Environmental Impact Assessment, several knowledge gaps were identified that limit the understanding of the nature and extent of the impacts of a wind farm in Site II. Knowledge gaps remain about the effects, including the cumulative effects of multiple wind farms among themselves and in cumulation with other activities in the North Sea.

The gaps in knowledge that exist are not only due to the recent past of offshore wind energy. In general, much knowledge about animal species and their densities, diversity and behaviour still needs to be expanded. This section explains gaps in knowledge that are relevant in the context of this Environmental Impact Assessment. Gaps in knowledge are described successively with regard to the impact estimate on birds, marine life, morphology and hydrodynamics, shipping, landscape, other user functions and electricity yield.

Birds and bats

There are gaps in knowledge on collision risks, barrier effects and disturbances from offshore wind farms (both day and night). Particularly, species-specific knowledge is lacking. Validation of models to predict collision victims at sea is lacking. There are also gaps in knowledge about disturbance sensitivity and disturbance distances of seabirds, as well as the extent to which birds can become accustomed to wind farms. Based on literature, it has been assumed that 10% of disturbed birds die. It is not known to what extent this assumption corresponds to reality, but it can be said that 10% is on the safe side (worst-case assumption).

For bats, there are gaps in knowledge regarding basic knowledge about population size and species-specific distribution. The relative importance of the North Sea for different species of bats and their changes in behaviour due to the presence of wind farms is currently unknown.

Aquatic life

Benthos

Knowledge gaps exist in regard to being able to predict the effects of abiotic changes (especially sediment change in the vicinity of the wind farm) on benthos. The effects of electromagnetic fields along the cables are currently also not well known. In addition, research on the effects of seabed vibrations due to pile driving is still in its infancy (Roberts & Elliot 2017). Further research is needed to show whether these effects are reversible, and whether these effects can be transmitted to community and population levels.

Modelling studies have been developed on indirect effects on plankton and benthos in protected areas due to wind farm construction (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). The model results are currently not yet suitable to make predictions about the future. Positive or negative effects cannot be ruled out.

As more (or larger) offshore wind farms are built, this will result in a greater area of available hard substrate surface due to turbine pillars, protective embankments and increases in vessel movements. This may facilitate/accelerate colonisation by exotic marine fauna associated with hard substrates of this part of the North Sea. To date to what extent this actually occurs has never been investigated.

Fish

An important gap in knowledge concerns the impact of human induced noise on fish and invertebrates living in or near the sea floor (Hawkins et al. 2021). It is likely there are fish and certain invertebrates that can perceive this. Whether this also leads to effects on behaviour and fitness is unknown. For fish, some research has already been conducted on the effects of underwater noise on fish (Bolle et al. 2012, Debusschere et al. 2014, Popper et al. 2014). This shows that fish are much less sensitive to underwater noise than marine mammals and that some species (with swim bladders) are more sensitive than others.

Also, the Wind Farm Site Decisions only mention noise standards for the construction phase (mainly due to piling of foundations), but not for the operational phase of the wind farm. This allows wind farm developers to increase the tip speed of rotors without limit, which implies higher noise levels in the operational phase, including probably underwater. Since it is currently not well known whether wind turbine noise plays a role in fish disturbance, it cannot be said whether an unlimited tip speed and associated noise levels lead to increased disturbance among fish. For the time being, it is not known whether unlimited tip speed and associated operational noise levels lead to increased disturbance among fish. Targeted research on the effect of different operational noise levels on fish behaviour will have to show this.

Sea mammals

The main gaps in knowledge affecting the magnitude of the calculated effects relate to the underlying assumptions regarding:

- Uncertainties in the procedure for determining population effects;
- Quantification of source noise and noise propagation;
- Dose-response relationship for disturbance/behaviour change;
- Quantifying the number of disturbed animals;
- Translating effects on individual porpoises into population effects (iPCoD);
- Translating porpoise disturbance to effects on vital rates;
- Assumptions in iPCoD model on population trends and demographic parameters;
- Application of Interim PCoD model to translate effects on common and grey seals;

- Applicability of alternative installation techniques;
- Uncertainty about effects of application of other foundation types;
- Continuous noise during the construction and operation phases;
- Removal of existing wind farms and underwater noise.

Shipping and safety

In the case of rotating offshore wind farms, the number and type of ships using the area around the wind farm will be monitored, as well as the number and type of incidents that occur in the process. The resulting data will be used to decide whether it is desirable to develop an assessment framework and probability model. The behaviour and traffic flows of non-route traffic, which is placed outside IJmuiden Ver Wind Farm Zone in the SAMSON model, can also be monitored. Furthermore, the scenarios and impact of collisions and drives with wind turbines can be further investigated and developed.

For example, certain assumptions have been made in this Environmental Impact Assessment for determining personal injury. For instance, it is not known what the probability is of the mast falling on or away from the vessel during collisions and drifts. Also, the collapse behaviour of wind turbines comes from a study from 2000 (Barentse, 2000), while wind turbines have become considerably larger. In the context of the continued growth of offshore wind energy, shipping safety has been looked at cumulatively and consideration has been given to how identified knowledge gaps and how these gaps can be filled. A study was carried out by MARIN on shipping safety and possible mitigating measures due to the combined effect of autonomous development and the roll-out of the 2030 Offshore Wind Energy Roadmap¹³. More recently, a similar study was carried out which also included the 2030 assignment to accelerate¹⁴. Following both studies, it was decided to set up a monitoring and research programme for shipping to fill in the knowledge gaps. Part of those gaps is the effectiveness of the proposed mitigation measures. This programme started in spring 2021 under the name MOSWOZ (Monitoring and Research Programme Shipping Safety Wind at Sea).

Morphology and hydrodynamics

Further research is needed regarding the possible effects on stratification processes and water movement of a large-scale (international) development of wind energy in the North Sea. A good start on cumulative mapping of wind farm developments in the North Sea has already been made in Van Duren et. al 2021. However, they give a number of important recommendations to carry out further research on cumulative effects. The actual impact on stratification processes and water movement in the North Sea of developments on the Dutch continental shelf cannot be unambiguously identified.

Landscape

No substantial gaps in knowledge and information affecting the impact description were identified for the Landscape theme.

Other uses

Apart from the topics already mentioned that require further investigation, no substantial gaps in knowledge and information were identified for the environmental aspect 'other uses'.

¹³ See Zie <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/scheepvaart/> voor meer informatie en het onderzoek.

¹⁴ Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

Electricity yield

The environmental aspect of electricity yield and avoided emissions has significant gaps in knowledge. The yield calculations in this chapter are expected to give a good indication of the actual yield to be achieved. A wind measurement campaign can be used to simulate a more accurate approximation of the wind climate leading to more reliable results, however, these are not available at the time of writing and are expected to be carried out by the final permit holder. Also, no data of actual 15 MW offshore turbines in production are currently available. Turbine characteristics prepared by the IEA for a notional, 15 MW research turbine (Offshore reference-15,000 IEA) have been used in the calculations. Its use is not expected to lead to significantly different results.

Conclusion

The gaps in knowledge do not mean that a good picture has not been obtained of the effects of a wind farm in Site II in IJmuiden Ver Wind Farm Zone. However, it is important for the decision-making process to have insight into the uncertainties that played a role in the impact predictions. This insight has been provided with this Environmental Impact Assessment.

13 Monitoring en evaluation

13.1 WOZEP

The monitoring and evaluation programme WOZEP focuses on important ecological questions around construction and operation of wind farms at sea that are mainly of a generic nature rather than wind farm specific.

The Wozep covers both the ongoing development of the KEC tool (update and implementation of knowledge) and the MEP (the monitoring and research programme). The MEP covers monitoring and research as mandated by the Environmental Management Act.

The Wozep thus replaces the monitoring obligation per wind farm. In this way, an efficiency improvement is also achieved which also contributes to cost-efficient realisation of the offshore wind energy targets.

On the one hand the evaluation of the Wozep pays attention to the translation of new knowledge into the KEC tool (this can also mean checking assumptions and/or effect calculations) and on the other hand as a translation into policy and management consequences. Example of the latter is the imposition or adaptation of mitigation measures. In the Wozep, the study focuses in particular on gaining more insight into the cumulative ecological effects and visualises and advises the competent authorities.

Current situation

A multi-year monitoring and research programme was delivered at the end of 2016, broadly outlining the research lines for the period 2017-2023. Choice of research lines is determined by consideration on two time horizons:

- Short-term (up to 2023): focusing on use of results in planned wind farms. Central to this is examining the assumptions made in the ecological assessment for these farms. It also examines the usefulness, necessity and effectiveness of measures imposed on the wind sector to reduce ecological damage;
- Long term (after 2023): what knowledge is needed to allow further expansion of offshore wind farms in a responsible manner, what are the expected effects of further expanding the number of wind farms in the North Sea, where exactly can they be located and with what possible consequences, how can negative effects be sufficiently avoided, etc.

For more information see website: <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/wind-zee-ecologisch>.

The gaps in knowledge from this Environmental Impact Assessment provide input for monitoring within WOZEP (for the ecological aspects) and for monitoring for the shipping and morphology and hydrology aspects.

13.2 MOSWOZ

In 2019, Rijkswaterstaat investigated the cumulative effects of wind farms on shipping safety. It concerns the wind farms to be built on the southern part of the Dutch North Sea until 2030. In total, it concerns some 850 additional wind turbines over an area of some 1,600 km².

Despite much research and the involvement of all kinds of experts, there are still uncertainties about the actual risks and about the effectiveness of a number of measures. This is the reason why the Monitoring and Research Programme on Marine Safety Wind at Sea (MOSWOZ) was launched. Running until 2029, the programme will monitor shipping safety developments in relation to implementation of offshore wind farms over the next few years. The ultimate goal is to gain more insight into the effect on shipping safety of offshore wind farms and to be able to respond to innovations in this area in a timely manner.

To achieve these goals, MOSWOZ has worked out the aforementioned knowledge gaps into research questions and then bundled them into various themes. Within these themes, answers to research questions will be sought over the next few years, in order to be able to properly support and advise policymakers and other stakeholders.

The programme is designed to make use of progressive understanding. Choices and priorities are geared to current events.

Table S13 MOSWOZ Thema's

Theme	Explanation theme
Monitoring	Focused on current risk development at sea due to wind farms for all shipping
Safety	Consequences of collisions and drifts of wind turbines
Transit	Risks of wind farm passage versus detours
Vessel traffic monitoring	Vessel traffic monitoring (VTM) equipment requirements
Emergency Towing Vessels	Explore deployment of multiple Emergency Towing Vessels (ETVs) - effectiveness and modus operandi
Hydro-meteo	Hydro-meteo in relation to shipping safety - effects of wind farms on wind, waves and visibility - improving weather warnings
Anchorage areas	Better use of anchorages
Crisis organization	Explore impact on crisis organization (due to complexity)
Foreign benchmarking	Foreign benchmarking wind farms include structural requirements for wind turbines, deployment measures, harmonization.

For more information, see website: <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/scheepvaart-moswoz/>

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het realiseren van de opwekking van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. De periode tot en met 2030 richtte zich tot nu toe op de doelstelling uit het Klimaatakkoord om in 2030 jaarlijks 49 TWh aan windenergie van zee te produceren. Daarvoor is een capaciteit van ongeveer 11,5 gigawatt (GW) nodig, welke in de routekaarten windenergie op zee (2023 en 2030) is geoperationaliseerd. Recent heeft de minister deze doelstelling verhoogd tot een vermogen van 21 GW¹⁵. In zijn aanvullende routekaart windenergie op zee 2030 zijn hiervoor de windenergiegebieden IJmuiden Ver (noord), Hollandse Kust (west) kavel VIII, Nederwiek, Lagelander en Doordewind aangewezen.

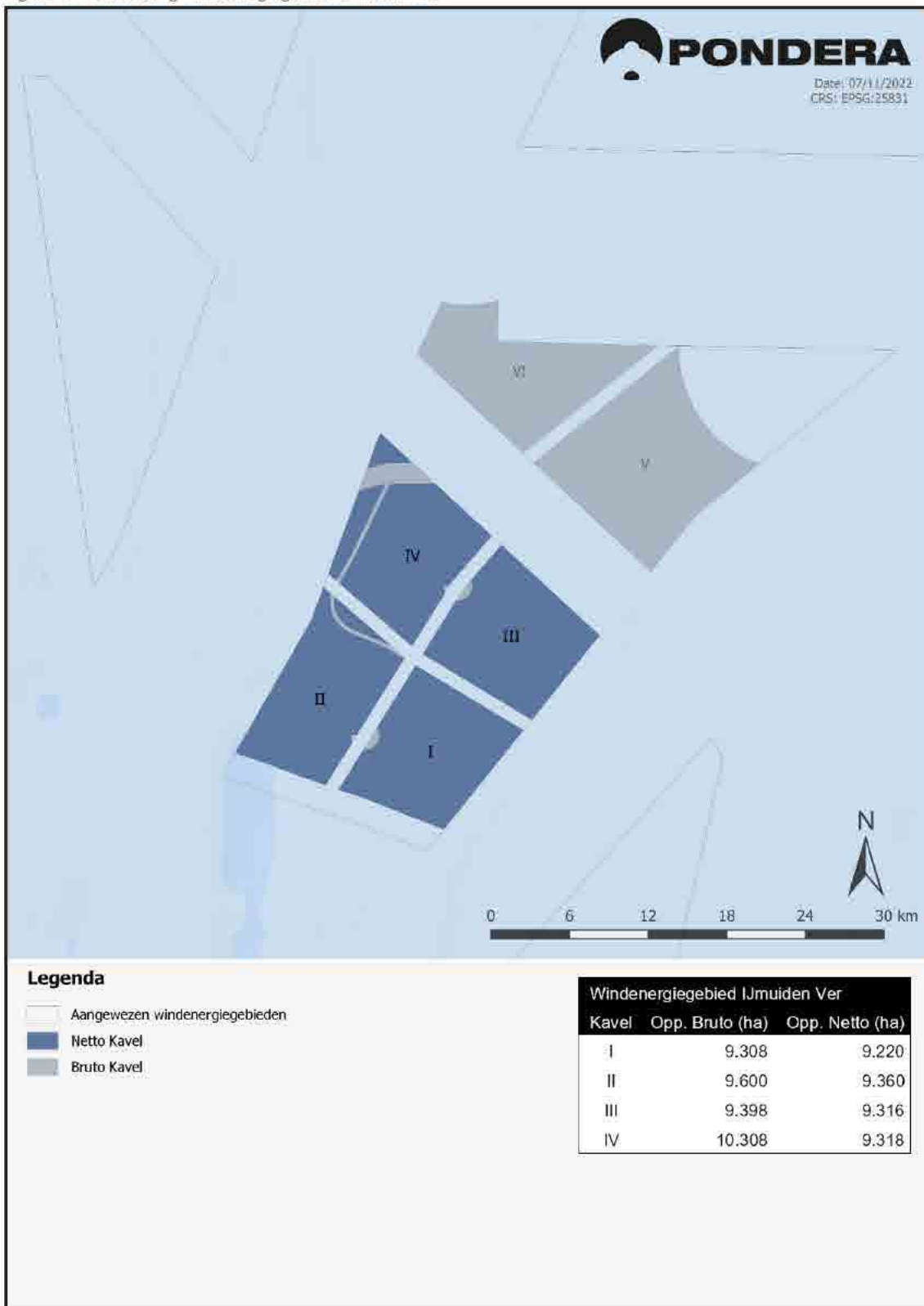
De Wet windenergie op zee geeft het Rijk de mogelijkheid kavels uit te geven voor de ontwikkeling van windparken op zee. Om deze doelstellingen in 2030 te halen, moeten de komende jaren nieuwe kavels worden vastgesteld en uitgegeven. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die als windenergiegebied zijn aangewezen in het Programma Noordzee 2022 - 2027. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Na een kavelbesluit volgt vergunningverlening. Alleen de vergunninghouder heeft het recht om op de locatie van de kavel een windpark te bouwen en te exploiteren. In het Waterbesluit zijn algemene regels voor windparken op zee vastgelegd. Voor een overzicht van benodigde besluiten zie Kader 1.1.

De Minister voor Klimaat en Energie kan een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op. Dit gebeurt in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof.

Dit document betreft het MER voor kavel II in het windenergiegebied IJmuiden Ver (zie Figuur 1.1). Het MER beschrijft de milieueffecten die optreden bij de aanleg, exploitatie en verwijdering van windturbines in de kavel.

¹⁵ R.A.A. Jetten, Minister voor Klimaat en Energie, Kamerbrief Aanvullende routekaart windenergie op zee 2030, 10 juni 2022

Figuur 1.1 Verkaveling Windenergiegebied IJmuiden Ver



Op 24 februari 2022 is in de Kennisgeving conceptnotitie Reikwijdte en Detailniveau kavelbesluiten windenergiegebied IJmuiden Ver het voornemen aangekondigd tot het opstellen van dit voorliggende MER. Samen met de kennisgeving is de Conceptnotitie Reikwijdte en Detailniveau milieueffectrapporten kavelbesluiten I, II, III, IV windenergiegebied IJmuiden Ver gepubliceerd (Stct 2022, 5340). Hierin wordt een toelichting gegeven op het initiatief om deze kavels uit te geven en is beschreven wat in dit MER onderzocht wordt. Ook is de gelegenheid geboden zienswijzen in te dienen.

De windturbines die in het windenergiegebied IJmuiden Ver geplaatst worden, moeten worden aangesloten op het hoogspanningsnet. TenneT draagt zorg voor deze aansluiting. Het gaat daarbij om twee platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver, de kabels vanaf deze platforms naar en over land, en de aansluiting op het hoogspanningsnet op land. Voor het net op zee wordt door TenneT een aparte procedure inclusief milieueffectrapportage (m.e.r.) doorlopen.¹⁶

Kader 1.1 Besluiten windenergie

Besluiten windenergie op zee

Voordat een windpark op zee gebouwd kan worden, is een aantal besluiten nodig.

- Eerst worden in een nationaal waterplan gebieden op de Noordzee aangewezen die geschikt zijn voor windenergie. Voor de periode 2022-2027 is dit het Programma Noordzee, dat onderdeel is van het Nationaal Waterprogramma 2022-2027. Alleen binnen deze windenergiegebieden mogen kavels worden uitgegeven.
- Binnen die gebieden wordt vervolgens voor elk windpark een kavel aangewezen. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark precies gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Parallel aan het kavelbesluit worden het inpassingsplan en de vergunningen voor het net op zee van netbeheerder TenneT voorbereid.
- Het net op zee wordt voor één of meer kavels aangelegd en zorgt voor de stroomverbinding van het windpark of windparken met het landelijke hoogspanningsnet. Het net op zee bestaat uit een platform met een verbinding van vier kabels onder de zeebodem naar de kust. Vervolgens worden de landkabels via een converterstation op een bestaand hoogspanningsstation aangesloten.
- Wie uiteindelijk een windpark mag bouwen, wordt bepaald in een tenderprocedure waarvoor geïnteresseerde partijen een voorstel kunnen indienen. Deze stap vindt plaats nadat een kavelbesluit is genomen. De indiener aan wie een kavel wordt toegewezen ontvangt een vergunning als bedoeld in artikel 12 van de Wet windenergie op zee.

Een kavelbesluit wordt in een vaste volgorde genomen met de volgende mogelijkheden voor inspraak of beroep:

- Eerst bestaat een mogelijkheid tot inspraak op de conceptnotitie reikwijdte en detailniveau die beschrijft wat er in de m.e.r.-procedure onderzocht zal worden. De inspreker kan daarbij aangeven wat in het milieueffectrapport (meer, of anders) onderzocht moet worden om tot een ontwerp-kavelbesluit te komen.
- Als het onderzoek naar de milieueffecten is afgerond, bestaat een mogelijkheid om een zienswijze kenbaar te maken over het ontwerp-kavelbesluit en het MER en de 'passende beoordeling', waarbij aangegeven kan worden wat er aan veranderd zou moeten worden. De betreffende stukken worden ter inzage gelegd.
- Een definitief kavelbesluit staat open voor beroep bij de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State. Het kavelbesluit wordt gepubliceerd in de Staatscourant.

¹⁶ <https://www.rvo.nl/onderwerpen/bureau-energieprojecten/lopende-projecten/ijmuiden-ver-alpha>

Een belangrijk onderdeel van een kavelbesluit is de toets van de mogelijke effecten op de natuur. Volgens de Wet windenergie op zee wordt de toets die ingevolge de Wet natuurbescherming dient te worden uitgevoerd, geïntegreerd in het kavelbesluit. Hierbij speelt het Kader Ecologie en Cumulatie* een belangrijke rol. Uit de eerder opgedane kennis blijkt dat gevolgen van windparken op zee vooral kunnen bestaan uit geluidoverlast voor zeezoogdieren en vissen en aanvaringskansen en habitatverlies voor lokaal verblijvende vogels, vogels op seizoenstrek, koloniebroedende kustvogels en vleermuizen.

* Kader Ecologie en Cumulatie 4.0. <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/cumulatie/kader-ecologie/>

1.2 M.e.r.-procedure voor het kavelbesluit

De m.e.r.-procedure voor besluiten die gaan over activiteiten met potentieel aanzienlijke milieueffecten, is voorgeschreven op grond van nationale en Europese wetgeving. De aard en omvang van deze activiteiten (wanneer m.e.r.-plichtig of m.e.r.-beoordelingsplichtig) zijn opgenomen in het Besluit milieueffectrapportage. De m.e.r.-procedure resulteert in een rapport, het milieueffectrapport (MER). De inhoudelijke eisen die gesteld worden aan een MER staan in hoofdstuk 7 van de Wet milieubeheer.

Voor het kavelbesluit wordt een project-m.e.r. doorlopen zoals bedoeld in de Wet windenergie op zee. Het kavelbesluit treedt in de plaats van de vergunningen op grond van de Wet natuurbescherming en de Waterwet. Het detailniveau van dit MER is zodanig dat voor de realisatie van het windpark op basis van het kavelbesluit, geen verdere m.e.r.-procedure doorlopen hoeft te worden.

Omdat het niet op voorhand uit te sluiten is dat er significante effecten op Natura 2000-gebieden optreden bij de realisatie van windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver, wordt er ook een 'Passende Beoordeling' opgesteld voor het kavelbesluit. Deze maakt onderdeel uit van dit MER en bevat een beoordeling van de effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

1.3 Inhoud milieueffectrapportage

Het doel van dit MER is om informatie te leveren die het mogelijk maakt om het milieubelang - in brede zin - een volwaardige plaats te geven in de besluitvorming van het kavelbesluit. Hiertoe bevat dit MER de volgende zaken:

- De locatieonderbouwing: geschiktheid windenergiegebied IJmuiden Ver.
- De verkaveling van het gebied: overwegingen die ten grondslag liggen aan de verkaveling van het windenergiegebied IJmuiden Ver.
- Inzicht in de milieueffecten van opstellingsalternatieven binnen het kavel. Dit gebeurt door binnen een bandbreedte te variëren in de posities van windturbines en diens eigenschappen zoals fundatie, ashoogte en rotordiameter.

1.4 Initiatiefnemer en betrokken partijen

Dit MER is opgesteld in opdracht van de Minister voor Klimaat en Energie, in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof.

Op basis van een breed georiënteerd proces heeft het kabinet in maart 2018, in de beleidsbrief die bekend staat als de 'Routekaart windenergie op zee', de Tweede Kamer geïnformeerd over de keuze om in de

periode 2024-2030 in ten minste drie gebieden op zee windparken te ontwikkelen, aanvullend op de gebieden die tot en met 2023 worden ontwikkeld. Het windenergiegebied IJmuiden Ver is één van die gebieden. Daarmee is het kavelbesluit voor dit gebied een volgende stap in het proces dat toen met betrokkenheid van veel partijen is ingezet.

Bij de totstandkoming van uitgifte van een kavel voor een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn diverse partijen betrokken. Burgers en andere geïnteresseerden kunnen terecht op inloopavonden die, onder andere voor het net op zee, worden georganiseerd. Hier zal ook informatie over de uitgifte van de kavels worden gedeeld. Ook is uitgebreide informatie te vinden op de website windopzee.nl.

De Commissie voor de m.e.r. zal een toetsingsadvies geven over dit MER.

1.5 Inspraak

Deze m.e.r.-procedure kent twee momenten waarop zienswijzen kunnen worden ingediend. Er heeft er een plaatsgevonden rondom de terinzagelegging van de Conceptnotitie Reikwijdte en Detailniveau van 25 februari tot en met 7 april 2022. Vervolgens is een definitieve Notitie Reikwijdte en Detailniveau (NRD) door de Minister vastgesteld en deze NRD vormt het kader voor dit MER. Het tweede moment is tijdens de terinzagelegging van de ontwerp-kavelbesluiten voor kavel II in het gebied IJmuiden Ver, inclusief het onderhavige MER voor deze kavel.

De inspraakperiodes worden bekend gemaakt door publicatie in de Staatscourant of op een andere geschikte wijze. Na verwerking van de zienswijzen worden de definitieve kavelbesluiten vastgesteld. Tegen die besluiten kan beroep worden ingesteld bij de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State.

1.6 Leeswijzer

De hoofdstukindeling van het MER ziet er als volgt uit:

Samenvatting / Summary

1. Inleiding
2. Wet- en regelgeving en beleidskader
3. Locatiekeuze
4. Aanpak effectbeoordeling
5. Morfologie en hydrodynamica
6. Vogels en vleermuizen
7. Onderwaterleven
8. Scheepvaartveiligheid
9. Landschap
10. Overige gebruiksfuncties
11. Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies
12. Afweging

Bijlagen

Tevens zijn een aantal bijlagen opgenomen met achtergronddocumenten ten aanzien van een aantal milieuaspecten zoals scheepvaart, zeezoogdieren en vogels. Ook de Passende Beoordeling vormt een bijlage, evenals de toetsing van de soortbescherming in het kader van de Wet natuurbescherming.

2 Wet- en regelgeving en beleidskader

2.1 Beleid windenergie op zee

2.1.1 Ronde 1 en 2 windparken (Waterwet)

De bouw en exploitatie van de eerste windturbines op de Noordzee zijn vergund op basis van de Waterwet. Hieronder vallen de zogenoemde 'ronde 1-parken', te weten het Offshore Windpark Egmond aan Zee (10 kilometer uit de kust bij Egmond) en het Prinses Amaliawindpark buiten de 12-mijlszone (voorheen genaamd Q7, 22 kilometer uit de kust bij IJmuiden). Deze hebben een vermogen van respectievelijk 108 en 120 MW.

Vervolgens zijn ook de zogenoemde "ronde 2-parken" op die manier vergund. Hieronder vallen de drie windparken; Luchterduinen (voorheen Q10), en Gemini I en II (ZeeEnergie en Buitengaats). Deze hebben een vermogen van respectievelijk 129 en twee maal 300 MW.

2.1.2 Wet windenergie op zee

Op grond van artikel 3, eerste lid, van de Wet windenergie op zee kan de Minister voor Klimaat en Energie een kavelbesluit nemen, in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof. In het kavelbesluit wordt een kavel aangewezen ten behoeve van een windpark, en de aansluitverbinding tussen het windpark en het net op zee. Ingevolge artikel 3, tweede lid, van de Wet windenergie op zee kan een kavel slechts worden aangewezen binnen de daartoe (o.b.v. artikel 4.1 van de Waterwet) aangewezen windenergiegebieden.

Bij de voorbereiding van het kavelbesluit moeten de belangen zoals opgenomen in artikel 3, derde lid, van de Wet windenergie op zee, onderzocht en afgewogen worden. Deze belangen betreffen de vervulling van maatschappelijke functies, de gevolgen voor derden, het ecologisch belang, de kosten om een windpark in het gebied te realiseren, en het belang van een doelmatige aansluiting op een elektriciteitsnet.

Met betrekking tot het ecologische belang is een belangrijk onderdeel van het kavelbesluit de toets van de natuuraspecten op grond van de Wet natuurbescherming. De geïntegreerde uitvoering van de toets van de natuuraspecten is nader uitgewerkt in de artikelen 5 en 7 van de Wet windenergie op zee. Dit heeft als gevolg dat er geen aparte ontheffing (soortenbescherming) of vergunning (gebiedsbescherming) op grond van de Wet natuurbescherming nodig is.

Op grond van artikel 4, eerste lid, van de Wet windenergie op zee worden aan het kavelbesluit regels en voorschriften verbonden. Daarbij gaat het met name om locatie-specifieke randvoorwaarden voor de bouw en exploitatie van een windpark teneinde de hierboven genoemde belangen te beschermen. Naast het verbinden van regels en voorschriften moeten ook onderdelen in het kavelbesluit opgenomen worden zoals gesteld in artikel 4, tweede lid, van de Wet windenergie op zee. Dit betreft onder meer de uitkomsten van locatie-specifieke onderzoeken.

Op grond van hoofdstuk 3 van de Wet windenergie op zee kan door de Minister van Economische Zaken en Klimaat een vergunning verleend worden voor de bouw en exploitatie van een windpark op zee binnen een kavel waarvoor een kavelbesluit is genomen. In deze vergunning wordt onder meer bepaald voor welk

tijdvak de vergunning geldt en binnen welke termijn de in de vergunning aangegeven activiteiten moeten worden verricht.

Overigens moeten alle windparken voldoen aan de bepalingen in paragraaf 6a van het Waterbesluit.

2.1.3 Aanwijzing windenergiegebieden in het Nationaal Water Programma

De Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister voor Klimaat en Energie leggen samen in het Nationaal Water Programma de hoofdlijnen vast van (onder meer) het Noordzeebeleid en de daartoe behorende aspecten van het nationale ruimtelijke beleid. De Waterwet vormt de grondslag voor het opstellen van een nationaal waterplan met de hoofdlijnen van het nationaal waterbeleid waar het Noordzeebeleid onderdeel van uitmaakt. De Waterwet wordt bij inwerkingtreding van de Omgevingswet voor een groot deel vervangen door de Omgevingswet. Het Nationaal Water Programma 2022-2027 met als onderdeel het Programma Noordzee 2022-2027 inclusief de bijlage Kader Richtlijn Mariene Strategie (KRM)-programma van maatregelen is opgesteld in de geest van de Omgevingswet.

Een onderdeel van het Programma Noordzee is het aanwijzen van gebieden waar kavels voor windparken kunnen worden uitgegeven. Vanuit de EU is de CO₂-reductiedoelstelling voor 2030, mede op verzoek van ons land, verder aangescherpt tot 55 procent. Daarom zijn er extra windparken nodig voor 2030. Maar ook voor de periode daarna. Tot 2050 zal minimaal 38 GW aan windenergie op zee worden gerealiseerd, zoals is berekend in de Noordzee Energie Outlook.

In het Programma Noordzee worden (de buitengrenzen van) gebieden op zee aangewezen waar windparken gebouwd mogen worden (binnen nog uit te geven kavels). Om hierin een zorgvuldige afweging te kunnen maken wordt onderzoek gedaan naar onder andere:

- het effect van windparken op zee op de ecologie;
- de gevolgen voor interactie met scheepvaart;
- de mogelijkheden voor verplaatsing en/of medegebruik van militaire oefengebieden;
- de interactie met mijnbouwactiviteiten.

In het Programma Noordzee 2022-2027 worden niet alleen nieuwe windenergiegebieden aangewezen maar ook enkele gebieden herbevestigd die eerder in het Nationaal Waterplan 2016-2021 zijn aangewezen. Windenergiegebied IJmuiden Ver is een van die gebieden, zie Figuur 2.1. Het Programma Noordzee bevat tevens ruimtelijke kaders voor de inpassing van windparken op zee op diverse aspecten.

Figuur 2.1 Liggen aangewezen windenergiegebieden op zee – Nationaal Water Programma (Programma Noordzee)



2.1.4: Routekaart windenergie op zee

Op 7 december 2016 heeft het kabinet Rutte II de Energieagenda aan de Tweede Kamer aangeboden (Kamerstukken II, 2016/17, 31 510, nr. 64). Hierin kondigde het toenmalige kabinet een nieuwe routekaart

voor windenergie op zee aan. Op 27 maart 2018 is door de Minister van Economische Zaken en Klimaat deze routekaart windenergie op zee aangeboden aan de Tweede Kamer (Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42). De belangrijkste uitgangspunten bij de routekaart windenergie op zee zijn:

- Doorgaan met de uitrol van gebieden verder op zee binnen de al in het Nationaal Waterplan aangewezen gebieden, in een gelijkmatig tempo van gemiddeld 1 GW per jaar.
- Het Rijk houdt de regie bij de ruimtelijke besluiten en voorbereidende onderzoeken en TenneT sluit de windparken aan.
- Doorgaan met kostprijsverlaging en stimuleren van innovatie en concurrentie. Streven is dat windparken op zee subsidievrij gerealiseerd worden.
- Verzilveren van verdienkansen en uitbreiden van de werkgelegenheid.
- Combineren met andere functies op de Noordzee waarmee synergie-effecten zijn te behalen, voor zover dit de kosten van windenergie op zee verder reduceert of de maatschappelijke kosten van de energietransitie beperkt. Het kan gaan om natuurontwikkeling, visserij, olie en gas, interconnectie en energieopslag.
- Voorbereiden op de mogelijkheden van grootschalige multinationale windparken en op internationale verbindingen op zee om deze windparken aan te sluiten, en eventueel de keuze voor nieuwe aan te wijzen windenergiegebieden.

De oorspronkelijke routekaart windenergie op zee 2030 omvatte plannen voor het ontwikkelen van windparken met een totale capaciteit van ten minste 6,1 GW. Samen met de al bestaande windparken, en de plannen uit de routekaart 2023, zou daarmee circa 11 GW aan windvermogen op zee operationeel zijn in 2030. De aanvullende routekaart windenergie op zee voegt daar nog 10 GW aan toe, om in 2030 circa 21 GW aan gezamenlijk vermogen wind op zee te hebben. De planning uit de aanvullende routekaart windenergie op zee 2030 staat in Tabel 2.1 hieronder.

Tabel 2.1 – Aanvullende routekaart Windenergie op Zee 2030 (juni 2022)

Omvang (ca. GW)	Windenergiegebieden, kavel(s)	Tender Kavels	(Verwachte) ingebruikname windpark
1,0	In 2015 bestaande windparken	-	-
0,7	Borssele, kavels I en II	Gerealiseerd in 2016	2020
0,7	Borssele, kavels III, IV en V	Gerealiseerd in 2016	2020
0,7	Hollandse Kust (zuid), kavels I en II	Gerealiseerd in 2017	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (zuid), kavels III en IV	Gerealiseerd in 2019	(2022 - 2023)
0,7	Hollandse Kust (noord), kavel V	Gerealiseerd in 2020	(2023)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VI	Gerealiseerd in 2022	(2025 - 2026)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VII		(2025 - 2026)
1,0	IJmuiden Ver, kavel III	Vierde kwartaal 2023	(2028)
1,0	IJmuiden Ver, kavel IV		(2028)
1,0	IJmuiden Ver, kavel I		(2029)
1,0	IJmuiden Ver, kavel II		(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), kavel V	Tweede kwartaal 2025	(2029)
1,0	IJmuiden Ver (noord), kavel VI		(2029)

2,0	Nederwiek (zuid), kavel I		(2030)
2,0	Nederwiek (noord), kavel II	2026	(2030)
2,0	Nederwiek (noord), kavel III		(2031)
0,7	Hollandse Kust (west), kavel VIII	2026/2027	N.t.b.
0,7	Ten noorden van de Waddeneilanden, kavel I	2026/2027	(2031)
2,0	Doordewind, kavel I	2027	(2031)
2,0	Doordewind, kavel II	2027	(2031)

De toenmalige Staatssecretaris van Economische Zaken en Klimaat heeft in oktober 2021 in een brief aan de Tweede Kamer een update gegeven over de verdere uitrol van windenergie op zee. Hierin is aangegeven dat windenergie op zee na de Routekaart 2030 nog significant zal moeten doorgroeien om onze energievoorziening efficiënt en tijdig te kunnen verduurzamen richting 2050. Een deel van deze verdere groei zal ook op de kortere termijn, nog tot en met 2030, nodig zijn om invulling te geven aan de aangescherpte Europese 55 procent CO₂-reductiedoelstelling voor 2030. In het kader van deze extra opgave zullen in het noorden van het windenergiegebied IJmuiden Ver nog twee kavels worden uitgegeven: kavels V en VI. Hiertoe zal op een nader te bepalen moment een apart voornemen worden gepubliceerd inclusief een daarbij horende concept-NRD.

Een belangrijke actie is het aanwijzen van nieuwe windenergiegebieden om de verdere groei van windenergie op de Noordzee mogelijk te maken. Dit is gebeurt in het Nationaal Water Programma, in het Programma Noordzee 2022-2027. Dit betekent dat de uitrol tot 2030 met 10,7 GW aan opgesteld vermogen moet toenemen.

2.1.5 Noordzeeakkoord en Programma Noordzee

Om stevig maatschappelijk eigenaarschap van de visie, ambitie en keuzes in het Noordzeebeleid voor de lange termijn te waarborgen, hebben het Rijk en de betrokken belangenorganisaties in 2020 onder onafhankelijk voorzitterschap het Akkoord voor de Noordzee gesloten. Dit Noordzeeakkoord brengt met afspraken over keuzes en beleid de strategische opgaven voor de energietransitie (uit het Klimaatakkoord), natuurherstel en een gezonde toekomst voor visserij op de Noordzee concreet en langdurig met elkaar in balans. Daarbij wordt rekening gehouden met andere gebruikers zoals zeevaart, defensie, recreatie en zandwinning. Het Akkoord voor de Noordzee vormt samen met de internationale beleidsontwikkelingen, de wettelijke kaders (waaronder de Waterwet, Wet natuurbescherming en de Wet windenergie op zee) en de NOVI de basis voor de beleidsvoornemens die in het Programma Noordzee 2022-2027 zijn uitgewerkt, waaronder de realisatie van windenergie op zee.

Het Programma Noordzee 2022-2027 geldt voor de Nederlandse Exclusieve Economische Zone en de niet-bestuurlijk ingedeelde territoriale zee. Ook geeft het programma invulling aan de vereisten van de Europese richtlijn Maritieme Ruimtelijke Planning. Het is daarmee tevens het door de EU vereiste Ruimtelijk Maritiem Plan. De ambitie van het beleidsdocument is het bereiken van een duurzaam en veilig gebruik van de Noordzee dat bijdraagt aan de maatschappelijke, economische en ecologische doelstellingen van Nederland. De opgave is om de juiste maatschappelijke balans te vinden om te kunnen komen tot een ruimtelijke ontwikkeling van de Noordzee die efficiënt en veilig is en past binnen de randvoorwaarden van een gezond ecosysteem. De concrete uitwerking van deze opgave gebeurt op basis

van de voortzetting van bestaand beleid, en nieuw beleid. In het Programma Noordzee zijn ruimtelijke uitgangspunten, afwegingskaders en beleid geformuleerd voor de inpassing van windparken op zee.

Overige nationale wetgeving

De Nederlandse wet geldt in beginsel in de Nederlandse territoriale zee (de 12-mijlszone). Buiten de Nederlandse territoriale zee zijn in de exclusieve economische zone (EEZ) alleen de wetten van toepassing die voor die zone door de wetgever van kracht zijn verklaard. Dat zijn bijvoorbeeld de Waterwet, de Wet Natuurbescherming, de Mijnbouwwet en de Ontgrondingenwet. Voor kavel II geldt dat deze geheel buiten de Nederlandse territoriale zee is gelegen, maar binnen de EEZ.

De Omgevingswet zal na inwerkingtreding (waarschijnlijk januari 2023) ook van kracht zijn in de EEZ en een groot aantal bestaande wetten vervangen, waaronder de Waterwet, de Ontgrondingenwet, de Wet natuurbescherming, de Wet algemene bepalingen omgevingsrecht, de Wet beheer rijkswaterstaatswerken, de Wet bodembescherming, de Wet ruimtelijke ordening en de Wrakkenwet. Daarnaast zal de Omgevingswet delen van andere wetten vervangen, waaronder de Wet milieubeheer en de Mijnbouwwet. De wijzigingen voor windparken op zee bij inwerkingtreding van de Omgevingswet zijn beperkt. De Wet windenergie op zee blijft als zelfstandige wet bestaan.

2.1.6 Kader Ecologie en Cumulatie (KEC)

Ecologie is een belangrijk onderwerp in de belangenafweging bij het realiseren van windparken op zee. Volgens het Programma Noordzee moeten ruimtelijke besluiten, zoals kavelbesluiten, voor windenergie op zee worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie. Aan de hand van dat toetsingskader wordt beoordeeld of uitgesloten kan worden dat een windpark op zee afzonderlijk, of in cumulatie met andere windparken, ongewenste effecten op de ecologie zal hebben. Dat toetsingskader wordt het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) genoemd. Het KEC is in 2021 (versie 4.0) op basis van de laatste inzichten herzien¹⁷.

In de Kamerbrief van juni 2022 schrijft de Minister dat de grenzen van de ecologische kaders van de Wet natuurbescherming worden genaderd met het toenemende aantal windparken op de Noordzee. De conclusie in het KEC is dat voor de meeste beschermde soorten de effecten binnen de werknormen (Acceptable Level of Impact, of ALI) blijven die hiervoor in het KEC worden gehanteerd. Voor twee vogelsoorten (de jan-van-gent en de zilvermeeuw) kwam naar voren dat bij verdere uitrol van windenergie op zee, op basis van de huidige kennis en met inachtneming van het voorzorgsprincipe, de norm overschreden wordt waardoor de kans op een populatie-afname groter wordt. Sindsdien zijn de ALI normen waartegen getoetst wordt echter voor een aantal soorten aangescherpt op basis van een advies van Sovon. De definitieve toetsing van de te realiseren windparken in relatie tot de ecologische ruimte vindt plaats in onderhavig milieueffectrapportage. Het aspect stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden is niet in het KEC betrokken, maar wordt aanvullend behandeld in de passende beoordelingen voor de kavelbesluiten.

2.1.7 Netaansluiting door netbeheerder TenneT

Op grond van de Elektriciteitswet 1998 (Stb, 2016, 116.) is TenneT aangewezen als de beheerder van het net op zee voor het transport van met wind opgewekte elektriciteit naar het landelijke hoogspanningsnet. De kavel wordt door TenneT voorzien van een transformatorstation in zee en een aansluitverbinding met

¹⁷ Zie www.noordzeeloket.nl/functionies-en-gebruik/windenergie/ecologie.

het hoogspanningsnet op het land. Dit net op zee is geen onderdeel van het kavelbesluit. Uiteraard worden de besluitvormingsprocessen voor de kavel en het net op zee wel zo goed mogelijk op elkaar afgestemd.

De ontwerpbesluiten voor het net op zee IJmuiden Ver Alpha hebben ter inzage gelegen van 14 januari 2022 tot en met 24 februari 2022. Dit net op zee zal het windpark in kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver met een gelijkstroomverbinding aansluiten op het hoogspanningsnet op land. Ten behoeve van het inpassingsplan en de vergunningen voor het net op zee IJmuiden Ver Alpha, is een MER opgesteld en wordt de rijkscoördinatierегeling doorlopen.

2.2 Belangrijkste internationale beleid

Een aantal internationale afspraken en beleidskaders speelt op de achtergrond. Ze werken indirect door in dit MER in verschillende milieuaspecten. Hieronder zijn de belangrijkste genoemd.

2.2.1 Kaderrichtlijn Mariene Strategie en Richtlijn Maritieme Ruimtelijke Ordening

De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) verplicht elke Europese lidstaat tot het vaststellen van een mariene strategie, welke is gericht op bescherming, behoud en herstel van het mariene milieu (een goede milieutoestand (GMT) van de Noordzee) waarbij tevens een duurzaam gebruik van de Noordzee wordt gegarandeerd, en is geïmplementeerd in het Waterbesluit¹⁸. De Nederlandse Mariene Strategie (Deel I) is geschreven aan de hand van een initiële beoordeling (IB) van de toestand van de Noordzee, een beschrijving van de goede milieutoestand (GMT) en de formulering van milieudoelen en bijbehorende indicatoren¹⁹.

De eerste twee stappen zijn respectievelijk in 2012 en 2014 vastgelegd; de derde stap – het KRM-programma van maatregelen – is in het Programma Noordzee opgenomen als bijlage 1. Kern is dat de huidige beleidsinspanning voor het terugdringen van verontreiniging en verstoring van het ecosysteem moet worden volgehouden om de goede milieutoestand te bereiken.

Tevens in Europees verband vastgesteld, is de Richtlijn Maritieme Ruimtelijke Ordening (RICHTLIJN 2014/89/EU) welke het volgende bevat (artikel 9):

Maritieme ruimtelijke planning zal bijdragen aan het doeltreffende beheer van maritieme activiteiten en het duurzame gebruik van de natuurlijke hulpbronnen van zeeën en kusten, door een kader te scheppen voor consistente, transparante, duurzame en wetenschappelijke besluitvorming. Om de doelstellingen te verwezenlijken moeten in deze richtlijn verplichtingen worden vastgelegd om een maritiem planningsproces op te stellen dat moet leiden tot een maritiem ruimtelijke plan of maritieme ruimtelijke plannen; in een dergelijk planningsproces moet rekening worden gehouden met de wisselwerkingen tussen land en zee, en moet de samenwerking tussen de lidstaten worden bevorderd. Onverminderd het bestaande acquis van de Unie op het vlak van energie, vervoer, visserij en milieu mogen met deze richtlijn geen nieuwe verplichtingen worden opgelegd, met name in verband met de concrete keuzen van de lidstaten over de manier waarop het sectorale beleid op deze gebieden wordt gevoerd, maar moet deze richtlijn er veeleer op gericht zijn via het planningsproces bij te dragen aan het nastreven van dit beleid.

Op basis van eerder beschreven wetten, structuurvisies en overige beleidskaders kan worden verondersteld dat voldoende rekening is gehouden met deze richtlijn.

¹⁸ Stb. 2010, 330

¹⁹ Stand van zaken, zie Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 22

2.2.2 OSPAR-verdrag (1992)

Het OSPAR-verdrag vormt een overkoepelend juridisch kader voor de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijke deel van de Atlantische oceaan. Hieronder valt ook de Noordzee. Het OSPAR-verdrag heeft als belangrijkste doel het voorkomen en beëindigen van de verontreiniging van het mariene milieu en het beschermen van het zeegebied tegen de nadelige effecten van menselijke activiteiten ten einde de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden en aangetaste zeegebieden te herstellen indien mogelijk.

Samen met 15 andere landen heeft Nederland dit verdrag ondertekend en is derhalve gebonden aan de bepalingen zoals opgenomen in het verdrag. Voor wat betreft de aanleg, exploitatie en verwijdering van windenergie op zee betreft dit de bepalingen in relatie tot het voorkomen van nadelige effecten van menselijk handelen.

Bijlage V van het verdrag bestrijkt alle mogelijke activiteiten die negatieve effecten op mariene ecosystemen en biodiversiteit kunnen hebben en voorziet in de mogelijkheid om deze (indien nodig) te reguleren, met uitzondering van visserij. Tevens bestaan er beperkingen voor de regulering van scheepvaart, waarvoor de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) de primaire verantwoordelijkheid draagt en slechts aanvullende maatregelen kunnen worden genomen binnen het OSPAR-verdrag.

De voornaamste maatregelen die zijn vastgesteld door de OSPAR-commissie in het kader van Bijlage V hebben betrekking op:

- het identificeren en beschermen van bedreigde of achteruitgaande soorten en habitats;
- het in kaart brengen van (potentieel) schadelijke activiteiten;
- het instellen van (een netwerk van) beschermde zeegebieden;
- het ontwikkelen van ecologische kwaliteitsdoelstellingen ter ondersteuning van de ecosysteembenadering.

Het verdrag hanteert de volgende criteria voor de vaststelling van menselijke activiteiten voor de toepassing van hetgeen gesteld in Bijlage V:

- de omvang, intensiteit en duur van de desbetreffende menselijke activiteit;
- feitelijke en mogelijke nadelige gevolgen van de menselijke activiteit voor specifieke soorten, leefgemeenschappen en habitats;
- feitelijke en potentiële nadelige gevolgen van de menselijke activiteit voor specifieke ecologische processen;
- onomkeerbaarheid of duurzaamheid van deze gevolgen.

2.2.3 ASCOBANS (1994)

Dit verdrag heeft als doel het beschermen van kleine walvisachtigen in de Noordzee en Oostzee. Initiatieven, zoals de aanleg van kabels en leidingen, mogen niet tot verstoring van walvisachtigen leiden. Om het doel van ASCOBANS te verwezenlijken zijn de partijen verplicht om binnen hun rechtsmacht en in overeenstemming met hun internationale verplichtingen de instandhoudings-, onderzoek- en beheersmaatregelen uit te voeren die zijn opgenomen in de Bijlage van het verdrag. Hier betreft het voornamelijk het voldoen aan hetgeen gesteld is in Artikel 1, onder c en d van de bijlage;(c) the effective

regulation, to reduce the impact on the animals, of activities which seriously affect their food resources, and (d) the prevention of other significant disturbance, especially of an acoustic nature.

2.2.4 Bats-agreement (1994)

De bats-agreement²⁰ heeft als doel om de in Europa voorkomende vleermuizen te beschermen. De bats-agreement vloeit voort uit de Bonn-conventie²¹ dat als doel heeft (met name bedreigde) migrerende diersoorten te beschermen en te behouden. Uit het verdrag volgt dat lidstaten wordt aanbevolen om mitigerende maatregelen te nemen bij windparken ter bescherming van (migrerende) vleermuizen. In de kavelbesluiten wordt middels het voorschrijven van een mitigerende maatregel (stilstandvoorziening) en een monitorings- en evaluatieprogramma uitwerking gegeven aan de Bonn-conventie, en meer specifiek de bats-agreement.

2.2.5 Wadden Sea Seals (1990)

Wadden Sea Seals²² heeft als doel om door samenwerking een gunstige staat van instandhouding van de Gewone zeehond te bereiken en te behouden in de Noordzee. De overeenkomst vloeit voort uit de Bonn-conventie. In de kavelbesluiten wordt middels het voorschrijven van een geluidsnorm voor onderwatergeluid en een monitorings- en evaluatieprogramma uitwerking gegeven aan de Bonn-conventie en meer specifiek Wadden Sea Seals.

²⁰ Agreement on the Conservation of Populations of European Bats

²¹ Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals

²² Agreement for the Conservation of Seals in the Wadden Sea

3 Locatiekeuze

3.1 Locatiekeuze IJmuiden Ver

In het Programma Noordzee 2022 - 2027 zijn eerder aangewezen gebieden herbevestigd als windenergiegebied. Daarbij is ervoor gekozen om alleen de contouren van de gebieden aan te geven en zijn de kavels nog niet allemaal vastgelegd. Het windenergiegebied IJmuiden Ver heeft daarbij een aangepaste begrenzing gekregen zodat er geen overlap met Natura 2000-gebied de Bruine Bank bestaat. Dit heeft geen effect gehad op de kavels I - IV.

Onderzoek naar de locatiekeuze in eerdere MER

In (het plan-MER bij) het nationaal waterplan 2009 - 2015 is nagegaan of windenergiegebied IJmuiden Ver geschikt is voor de realisatie van windenergie. Daarbij zijn de effecten van windenergie in het gebied IJmuiden Ver op hoofdlijnen onderzocht wat betreft de aspecten ecologie, scheepvaartveiligheid, overige gebruiksfuncties (olie en gas, visserij, zandwinning, defensie etc.), geologie en hydrologie, landschap (zichtbaarheid), recreatie(vaart), cultuurhistorie en archeologie. In het plan-MER bij het Nationaal Waterplan 2009-2015 is tevens gekeken naar de geschiktheid in vergelijking met de overige voor windenergie aangewezen gebieden.²³ Hieruit volgt dat het gebied niet minder geschikt is dan de overige aangewezen gebieden. Negatieve effecten zijn in algemene zin vergelijkbaar. Op het gebied van scheepvaart en recreatie zijn de effecten minder dan voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid, noord en west).

In de MER's voor de kavels van windenergiegebied Borssele en voor de kavels I en II van Hollandse Kust (zuid)²⁴ is op hoofdlijnen de vergelijking tussen de windenergiegebieden gemaakt. Uit deze vergelijking op hoofdlijnen komen de volgende factoren naar voren waar rekening mee gehouden moet worden bij de verdere ontwikkeling van windenergie in de windenergiegebieden. Dit zijn aandachtspunten voor het vervolg van dit MER.

- Ecologie
 - Voor vogels zijn significant negatieve effecten, al dan niet in cumulatie, niet zonder maatregelen uit te sluiten. Er is nader onderzoek benodigd bij de specifieke inrichting van de gebieden.
 - Voor zeezoogdieren (bruinvissen en zehonden) zijn significant negatieve effecten op voorhand niet uit te sluiten zonder mitigerende maatregelen. Om de effecten, ook in cumulatie, terug te brengen dienen mogelijk grenzen aan de geluidsemissie bij de aanleg van funderingen gesteld te worden.
- Andere functies
 - Voor het windenergiegebied Hollandse Kust geldt dat deze te midden van gebieden met een verhoogde scheepvaartactiviteit ligt. De veiligheid voor de scheepvaart bij de inrichting van deze gebieden is een aandachtspunt.
 - Voor met name het windenergiegebied Hollandse Kust en in iets mindere mate IJmuiden Ver en Ten noorden van de Waddeneilanden geldt dat de aanwezige activiteiten voor de olie- en

²³ Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

²⁴ Milieueffectrapport kavel besluit Borssele kavel I, 12 juni 2015; Milieueffectrapport kavel besluit Borssele kavel II, 12 juni 2015; Milieueffectrapport kavelbesluit Borssele kavel III en innovatiekavel (kavel V), 13 november 2015; Milieueffectrapport kavelbesluit Borssele kavel IV, 13 november 2015; MER kavel I Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), 22 mei 2016; MER kavel II Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), 22 mei 2016. Alle MER-en zijn te vinden op de volgende site: <https://www.rvo.nl/subsidies-regelingen/bureau-energieprojecten/afgeronde-projecten/windparken>.

- o gaswinning (exploratie, winning of gebruik van platforms) een aandachtspunt zijn voor de ontwikkeling van de windenergiegebieden.
- o Voor alle windenergiegebieden geldt dat bij de ontwikkeling van de gebieden het bevisbaar oppervlak afneemt en ook dat vissersboten mogelijk dienen om te varen.
- Kosten
 - o Het gebied Hollandse Kust heeft naar verwachting de laagste kosten per kWh, gevolgd door Borssele, Ten Noorden van de Waddeneilanden en tot slot IJmuiden Ver.

Onderzoek naar de locatiekeuze in Programma Noordzee

Het Programma Noordzee (PNZ) 2022-2027, dat onderdeel is van het Nationaal Waterprogramma (NWP), heeft acht zoekgebieden op kaart gezet die in aanmerking komen om aangewezen te worden als windenergiegebied in de Noordzee tot 2040. Drie daarvan zijn reeds in de aanvullende routekaart 2030 aangewezen. Ook zijn een viertal bestaande, maar nog niet benutte (delen van) windenergiegebieden herbevestigd. Bij het invullen van de doelstelling en de benodigde versnellingsopgave voor 2030 speelt windenergie op zee een belangrijke rol. Volgens de Stuurgroep Extra Opgave²⁵ is 10 GW aan windenergie op zee nodig om 55% CO₂-reductie te kunnen behalen. Hiertoe is onderzocht wat nodig is voor het invullen van de resterende opgave van de 49%-doelstelling (0,7GW) in de bestaande windenergiegebieden en het vinden van ruimte voor de versnellingsopgave (55% EU-doelstelling) tot 2030.

Uit het planMER voor de aanvulling op het Programma Noordzee blijkt dat de circa 11 GW in de nieuw aangewezen en deels herbevestigde windenergiegebieden in zijn geheel nodig is om de 55% EU-doelstelling te kunnen halen. In Figuur 3.1 zijn deze gebieden in oranje aangegeven. Daarnaast is onderzocht in welke reeds eerder aangewezen windenergiegebieden het meest geschikt is voor het realiseren van de resterende opgave voor de 49% doelstelling. Deze ruimte is gevonden in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het zuidelijke deel van dit windenergiegebied is herbevestigd in het Programma Noordzee. De twee noordelijke kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn tevens herbevestigd in het Programma Noordzee.

Een locatieafweging tussen de nieuw aangewezen en deels herbevestigde gebieden met het windenergiegebied IJmuiden Ver is in zoverre niet noodzakelijk, omdat voor het behalen van de doelstellingen alle aangewezen gebieden noodzakelijk zijn.

²⁵ Advies Stuurgroep Extra Opgave, kamerstukken II 2020-21, 32 813, nr. 683.

Figuur 3.1 Aangewezen windenergiegebieden op zee in Programma Noordzee.



3.2 Ligging en beschrijving van windenergiegebied Ijmuiden Ver

Het aangewezen windenergiegebied Ijmuiden Ver ligt in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Het gebied ligt op ongeveer 62 kilometer van de kust. Het windenergiegebied had oorspronkelijk

een oppervlakte van in totaal 1170 km². Echter is in het Programma Noordzee 2022-2027 de zuidelijke begrenzing van het windenergiegebied IJmuiden Ver aangepast vanwege de aanwijzing van de Bruine Bank als Vogelrichtlijngebied. Het beoogde gebied voor de kavels I-IV (zie Figuur 3.2) reikt in zuidelijke richting tot deze nieuwe zuidgrens en heeft een oppervlakte van ca. 388 km². De waterdiepte in het gehele (oorspronkelijk aangewezen) windenergiegebied varieert van 16,8 tot 46,9 meter (lowest astronomical tide - LAT).²⁶

De bodemeigenschappen zijn typerend voor een gebied met hoge getijde-energie en bevat zandruggen en zandgolven. Opmerkelijk zijn de zandruggen met een noord-zuidoriëntatie met een hoogteverschil tot 30 meter. Deze zandruggen zijn tussen de 20 en 50 kilometer lang, 1 tot 4 kilometer breed met een tussenliggende afstand van 5 tot 10 kilometer. Deze zandruggen komen voor in gebieden waar de getijdesnelheid groter is dan 0,5 m/s. De zandgolven hebben een hoogte van ongeveer 3 meter, een lengte van honderden meters tot 5 kilometer en een oriëntatie loodrecht ten opzichte van de zandruggen. De bodem bestaat voornamelijk uit fijn tot gemiddeld zand met een korreldiameter tussen de 150 en 350 µm. Deze zandlagen zijn in sommige gedeelten zeer kalkrijk en bevatten schelpfragmenten. Op sommige plekken is het zand ingesloten door zeeklei of leem met een totale dikte tot 15 meter.²⁷

Zowel de oostelijke als westelijke begrenzing van het windenergiegebied wordt gevormd door scheepvaartroutes. Aan de noordzijde overlapt het gebied met EHD41, een in de luchtvaartregeling aangewezen militair oefengebied. De noordelijke grens van de beoogde vier kavels wordt echter gevormd door de voorgenomen 'clearway' ten behoeve van de ontsluiting van de zeehavens van IJmuiden en Amsterdam. De zuidgrens van de beoogde vier kavels wordt gevormd door het Natura 2000-gebied Bruine Bank. De begrenzing van dat natuurgebied overlapt met de grenzen van het thans aangewezen windenergiegebied, maar – als eerder opgemerkt – is in dit overlappende gebied geen windparkontwikkeling beoogd en wordt de begrenzing daar op aangepast in het Programma Noordzee 2022-2027.

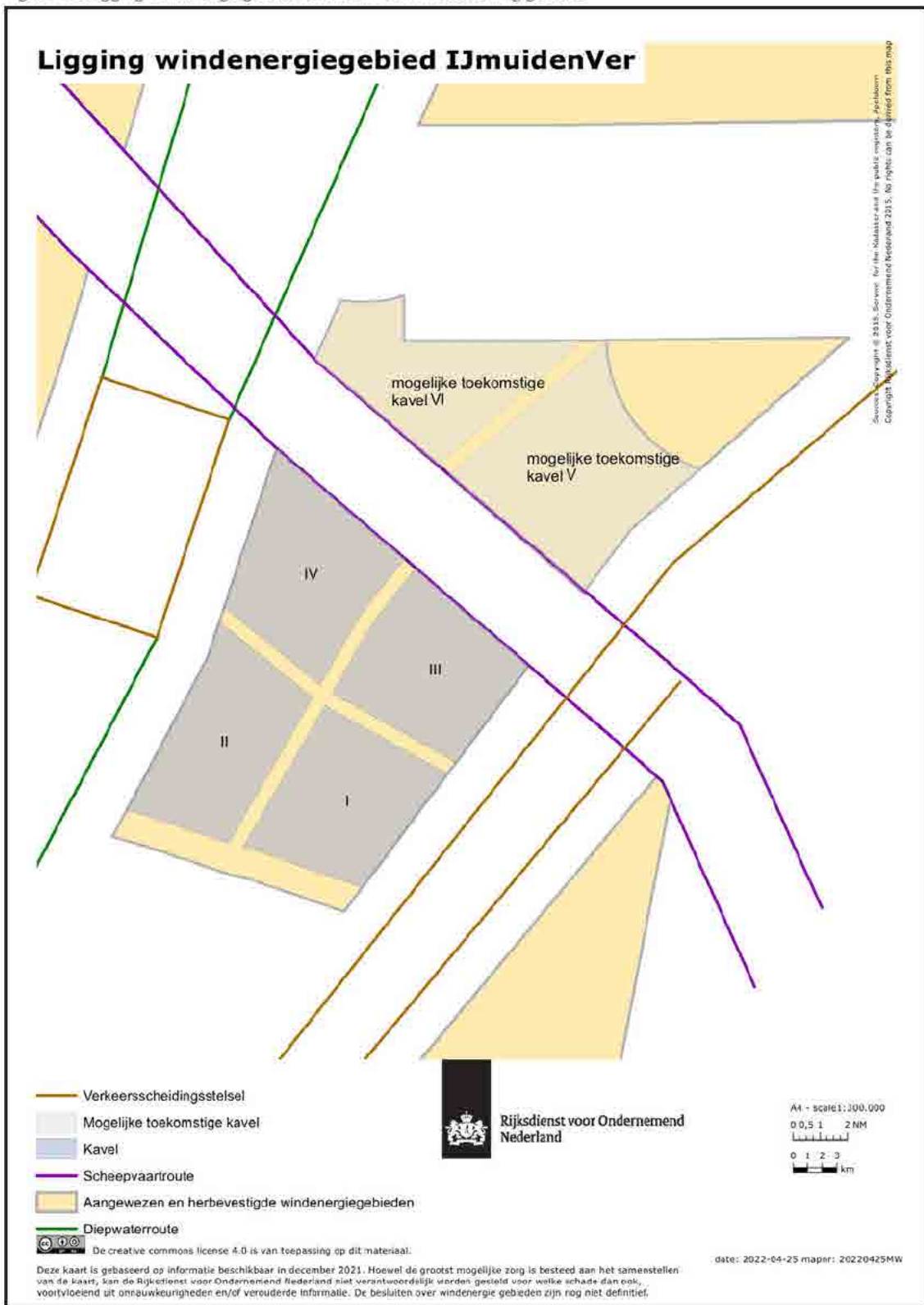
In het windenergiegebied IJmuiden Ver vindt (sleepnet)visserij plaats. Wageningen Economic Research heeft onderzoek gedaan naar de waarde van de betreffende visserijopbrengst in de geplande windenergiegebieden van de routekaart 2030, waaronder het windenergiegebied IJmuiden Ver.²⁸

²⁶ Voor meer informatie over de kenmerken van het gebied, zie de locatiestudies op <https://offshorewind.rvo.nl/generallJmuiden>

²⁷ ARCADIS, in opdr. van RvO.nl, 2019, Geological Desk Study IJmuiden Ver Wind Farm Zone, ref.180017.

²⁸ A. Mol, H. van Oostenbrugge, C. Röckmann & N. Hintzen. Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. (Wageningen Economic Research nota; No. 2019-011). Wageningen: Wageningen Economic Research, 2019.

Figuur 3.2 Ligging windenergiegebied IJmuiden Ver en verkaveling gebied.



3.3 Ligging kavels in het Windenergiegebied IJmuiden Ver

Van de vier beoogde kavels wordt kavel IV doorkruist door de BBL buisleiding (gas) die Nederland verbindt met het Verenigd Koninkrijk. Ook is rekening gehouden met de aanleg van een telecomkabel tussen het Verenigd Koninkrijk en Nederland die ter plaatse van de beoogde kavel IV parallel (ten zuiden) komt te liggen aan de BBL buisleiding op een afstand van ongeveer 500 meter. Er is daarnaast uitgegaan van onderhoudszones van ca. 500 meter aan de buitenzijden van zowel de buisleiding en de toekomstige kabel, wat betekent dat het ruimtebeslag van deze infrastructuur aan de noordkant van kavel IV in totaal ongeveer 1.500 meter is. Parallel aan de zuidgrens van de beoogde kavels I en II ligt de UKNL14 telecomkabel, die verlaten is. Binnen de beoogde kavels bevinden zich geen platforms. Binnen de beoogde kavel IV was ooit het platform P02-NE gesitueerd, en binnen de beoogde kavel II het platform P02-SE, maar die zijn in 2001 en 2002 ontmanteld. De leiding van P02-NE naar P06-A is verlaten. Er wordt rekening gehouden met een onderhoudszone van 150 meter aan weerszijden van deze verlaten leiding.

Kavel II

Kavel II in het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt aan de zuidwestzijde van het windenergiegebied. Zoals aangegeven is de nu getrokken zuidelijke grens daar neergelegd vanwege de Bruine Bank, die recent is aangewezen als Vogelrichtlijngebied. Aan de westzijde van de kavel ligt een diepwaterroute en aan de oostzijde de begrenzing met Kavel I, inclusief de toekomstige ligging van het platform net op zee IJmuiden Ver Alpha. Aan de noordzijde wordt de kavel begrenst door Kavel IV.

3.3.1 Benodigde capaciteit

Vanwege de capaciteit van de twee beoogde TenneT platforms op zee met een capaciteit van circa 2.000 MW per platform, en gelet op een optimale benutting van de capaciteit van de te realiseren aansluiting (net op zee), is het uitgangspunt om ruimte te bieden aan een opgesteld vermogen van ca. 1.000 MW²⁹ per kavel. In Figuur 3.3 is het systeem van Net op Zee schematisch weergegeven. Dit maakt geen onderdeel uit van het voorliggende MER. Het Net op Zee voor IJmuiden Ver doorloopt momenteel zelfstandige m.e.r.-procedures.

Figuur 3.3 Schematische weergave Net op Zee voor IJmuiden Ver



²⁹ Voor de gelijkstroomplatforms is het maximaal in te voeren vermogen gelijk aan de gegarandeerde transportcapaciteit, te weten 2 GW per platform.

3.3.2 Samenhang met Net op zee

De indeling van de kavel in het gebied IJmuiden Ver wordt ontworpen in samenhang met de netten op zee. Op grond van de Elektriciteitswet 1998³⁰ is TenneT aangewezen als de beheerder van het net op zee voor het transport van met wind opgewekte elektriciteit naar het landelijke hoogspanningsnet. De kavel wordt door TenneT voorzien van een transformatorstation in zee en een aansluitverbinding met het hoogspanningsnet op het land. Dit net op zee is geen onderdeel van het kavelbesluit. Op het transformatorstation op zee wordt ook helideck voorzien. Met de uiteindelijke kavelgrenzen is hier rekening mee gehouden in dit MER (zie volgende paragraaf). Uiteraard worden de besluitvormingsprocessen voor de kavel en het net op zee wel zo goed mogelijk op elkaar afgestemd.

Het milieueffectrapport voor het net op zee IJmuiden Ver Alpha heeft van 14 januari 2022 tot en met 24 februari 2022 ter inzage gelegen. Op 10 juni 2022 zijn de definitieve besluiten ter inzage gelegd. Dit net op zee zal het windpark in kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver met een gelijkstroomverbinding aansluiten op het hoogspanningsnet op land. De Minister voor Klimaat en Energie heeft de besluiten genomen voor het inpassingsplan en de vergunningen voor het net op zee IJmuiden Ver Alpha. Op 22 juli 2022 liep de beroepstermijn af voor de op 10 juni 2022 ter inzage gelegde definitieve besluiten. Er is beroep ingesteld bij de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State. De Raad van State zal hier te zijner tijd uitspraak over doen. Het net op zee IJmuiden Ver Alpha zal worden aangesloten op een hoogspanningsstation in Borssele.³¹

3.3.3 Verkaveling windenergiegebied IJmuiden Ver

Binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver is ruimte voor zes kavels van elk ca. 1 GW. De tender van de kavels I tot en met IV is gepland in het vierde kwartaal van 2023. Voor de kavels V en VI ten noorden van de beoogde clearway is dat het tweede kwartaal van 2025. Het uitgangspunt van het Programma Noordzee 2022-2027 is het zoveel mogelijk combineren van het gebruik van de schaarse ruimte op de Noordzee met betrekkelijk compacte kavels van ca. 10 MW/km².

De indeling van de kavels in het gebied IJmuiden Ver wordt ontworpen in samenhang met de netten op zee. Daarbij worden in eerste instantie belemmeringen voor de plaatsing van windturbines in kaart gebracht. In Figuur 3.5 tot en met Figuur 3.8 is het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven met de aanwezige belemmeringen. Vervolgens wordt op basis van een zo kort mogelijk tracé van de kabels tussen de mogelijke turbineposities en het platform (inter-array-kabels) gekomen tot een kavelindeling.

Bij de verkaveling worden diverse kaders en richtlijnen gehanteerd. In het Programma Noordzee 2022-2027 zijn bijvoorbeeld het 'Ontwerpproces: afstand tussen mijnbouwlocaties en windparken' en het 'Ontwerpcriterium afstand tussen scheepvaartroutes en windparken' opgenomen. Ook zijn onderzoeken verricht naar de effecten van zogturbulentie van windturbines op de vliegveiligheid³² en naar de helikopterbereikbaarheid van mijnbouwplatforms.

³⁰ Stb, 2016, 116.

³¹ <https://www.rvo.nl/onderwerpen/bureau-energieprojecten/lopende-projecten/hoogspanning/net-op-zee-ijmuiden-ver-alpha/net-op-zee-ijmuiden-ver-alpha-fase-1>

³² NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016. Zie ook: To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Met de resultaten van deze onderzoeken³³ wordt rekening gehouden bij het vaststellen van de uiteindelijke grenzen van de kavels. Op basis van een eerste verkenning zijn zes kavels ontworpen. Voor vier van die zes kavels wordt besluitvorming voorbereid. De m.e.r.-procedures en besluitvorming voor de overige twee kavels (V en VI) volgen korte tijd later. De beoogde grenzen van de kavels worden vastgelegd in een voorbereidingsbesluit op grond van artikel 9 van de Wet windenergie op zee.

Voor de gebieden van de beoogde kavels I tot en met IV zijn geen winningsvergunningen voor mijnbouw afgegeven (zie Figuur 3.6). Wel zijn winningsvergunningen verleend voor het noordelijk deel van het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver.³⁴ Het gaat om K18a en K17a. In K17a is het platform K17-FA-1 gesitueerd. Dit platform heeft geen helideck.

Vanwege de afwezigheid van platforms met helideck zijn in de omgeving van de beoogde vier kavels geen helikopterveiligheidszones (HPR/HPZ) aanwezig.³⁵ Wel kruist de helikopter main route (HMR) KY650 het gebied ter plaatse van de beoogde kavels. Een HMR is een luchtverkeersroute waar civiele helikopters opereren op een geregelde basis, voornamelijk van en naar olie- en gasplatforms. Daarnaast zijn in en rond het gebied 'area navigation routes' aanwezig, zoals T606, T607, L17.

De kortste afstand tussen de beoogde kavels I en II tot de noordelijke begrenzing van het Natura 2000-gebied Bruine bank is 2 kilometer. De overige in de Nederlandse Noordzee aangewezen gebieden Noordzeekustzone, Friese Front, Voordelta en Klaverbank liggen op respectievelijk ca. 65, 85, 105 en 110 kilometer afstand. De Waddenzee, en de verschillende beschermde duingebieden op de Waddeneilanden zijn gelegen binnen een afstand van ten minste 100 kilometer.³⁶

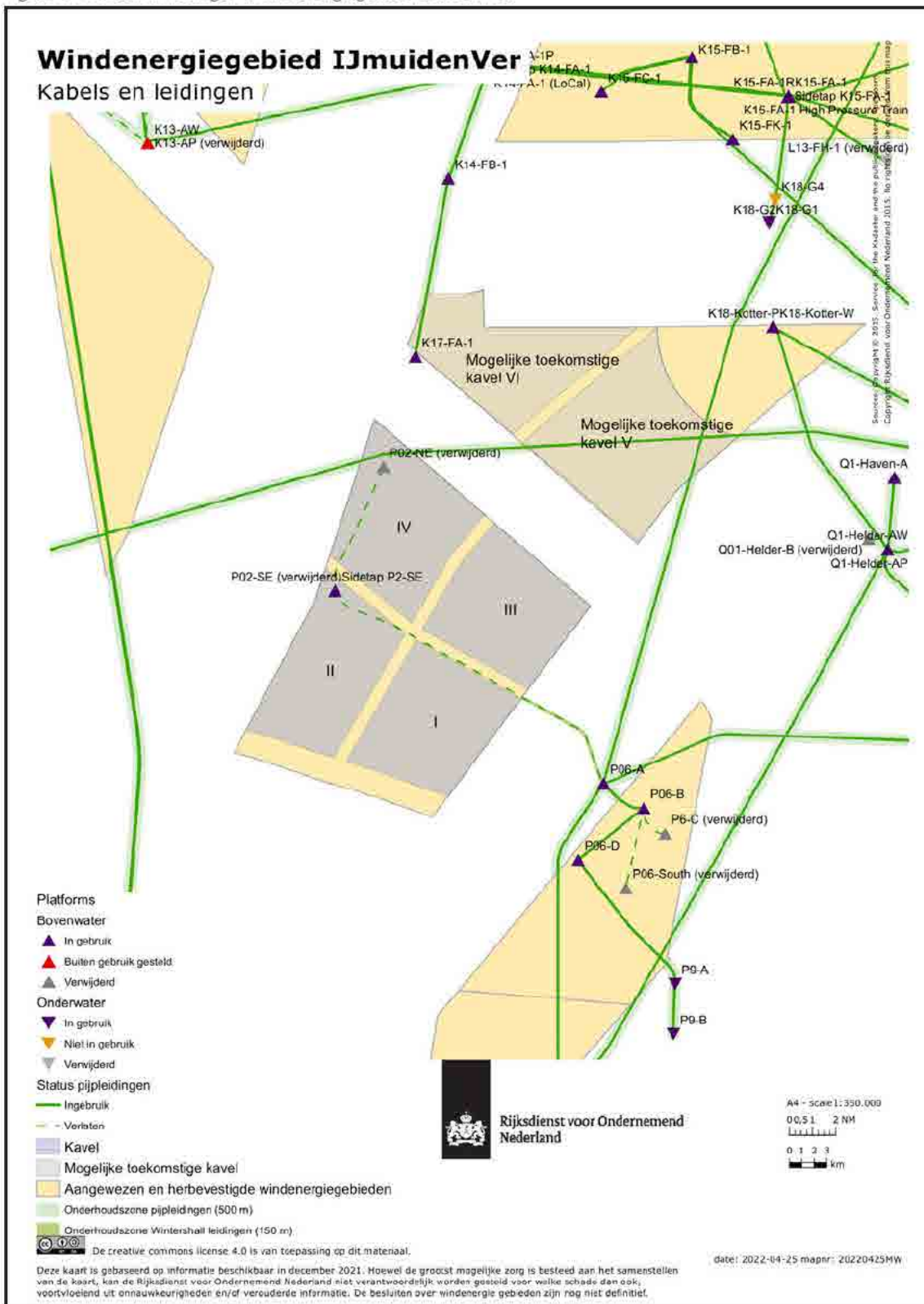
³³ Helicopter accessibility "Hollandse Kust (west)", "IJmuiden Ver" and "Ten noorden van de Waddeneilanden", te vinden op de website RvO.nl.

³⁴ De vergunninghouder van een opsporings- of winningsvergunning zal vanaf het moment van bekendmaking van het voorbereidingsbesluit voor het kavelbesluit (artikel 9 van de Wet windenergie op zee) er wel rekening mee moeten houden dat alleen een mijnbouwinstallatie in of zeer nabij de kavel zal mogen worden geplaatst indien het gaat om een tijdelijke mijnbouwinstallatie die tijdig wordt verwijderd. De plaatsing van permanente mijnbouwinstallatie in de directe nabijheid van de kavel is ook niet bij voorbaat uitgesloten. Wel zal dan rekening moeten worden gehouden met beperkingen in helikopterbereikbaarheid en/of de noodzaak om velden schuin aan te boren.

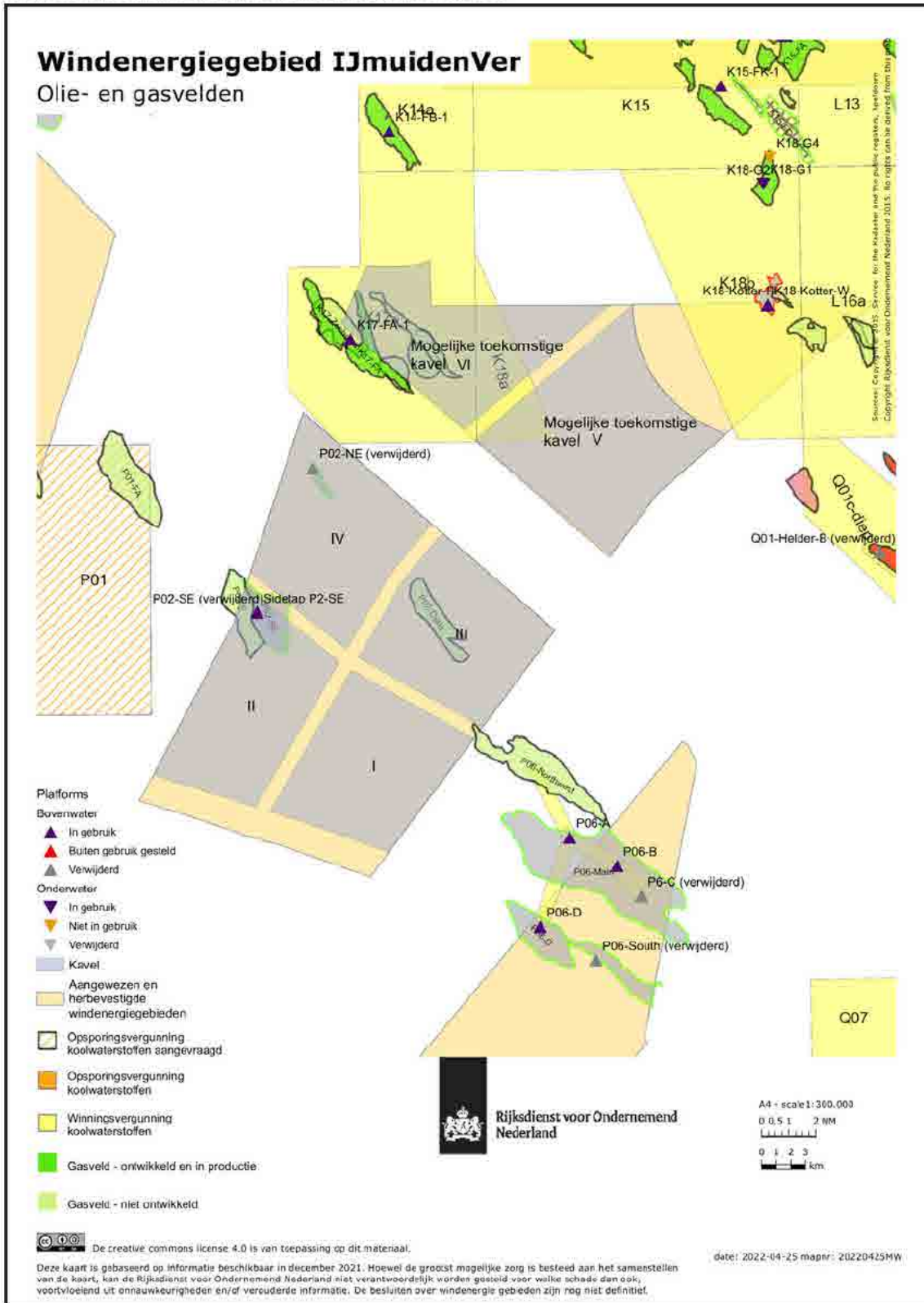
³⁵ Een Helicopter Traffic Zone (HTZ) is een zone van (in beginsel) 5 nautische mijl rondom een boor- of productieplatform met als doel om op lage hoogte tot maximaal 2.000 voet (circa 609 meter) veilig manoeuvres te kunnen uitvoeren, verbonden aan de nadering of het vertrek van een helikopter. Een HTZ wordt ingesteld ter verhoging van het vliegveiligheidsbewustzijn van de piloot en dient ter bescherming van het luchtverkeer onderling. Een Helicopter Protection Zone (HPZ) heeft dezelfde functie maar omvat twee of meer platforms.

³⁶ In het Programma Noordzee is bepaald dat voor 2025 onafhankelijk wordt onderzocht of de Hollandse Kust, de Vlakte van de Raan, de Borkumse Stenen, de Klaverbank, de Doggersbank en de Centrale Oestergronden voldoen aan de selectiecriteria voor aanwijzing als Vogelrichtlijngebieden.

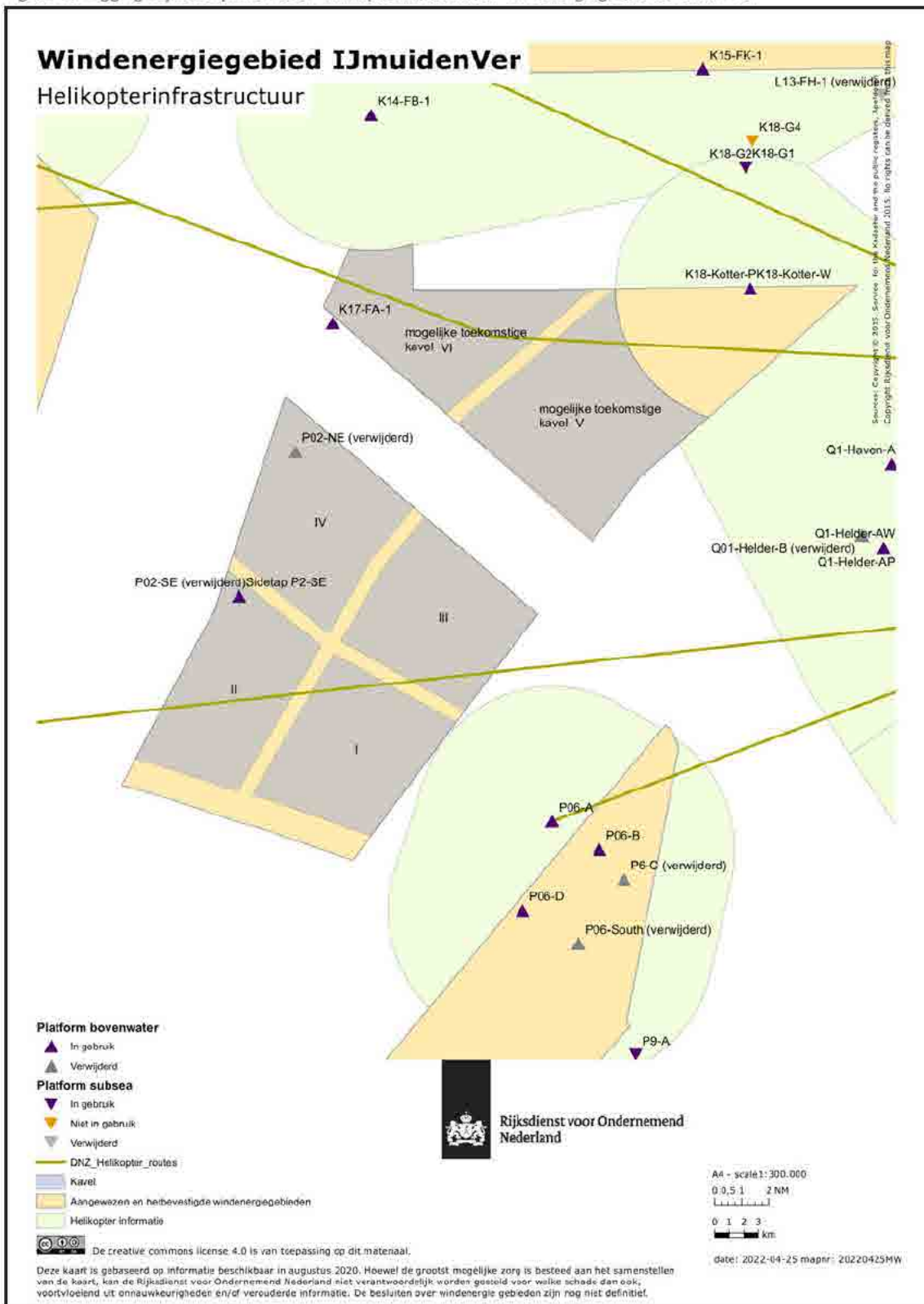
Figuur 3.4 Kabels en leidingen in windenergiegebied IJmuiden Ver



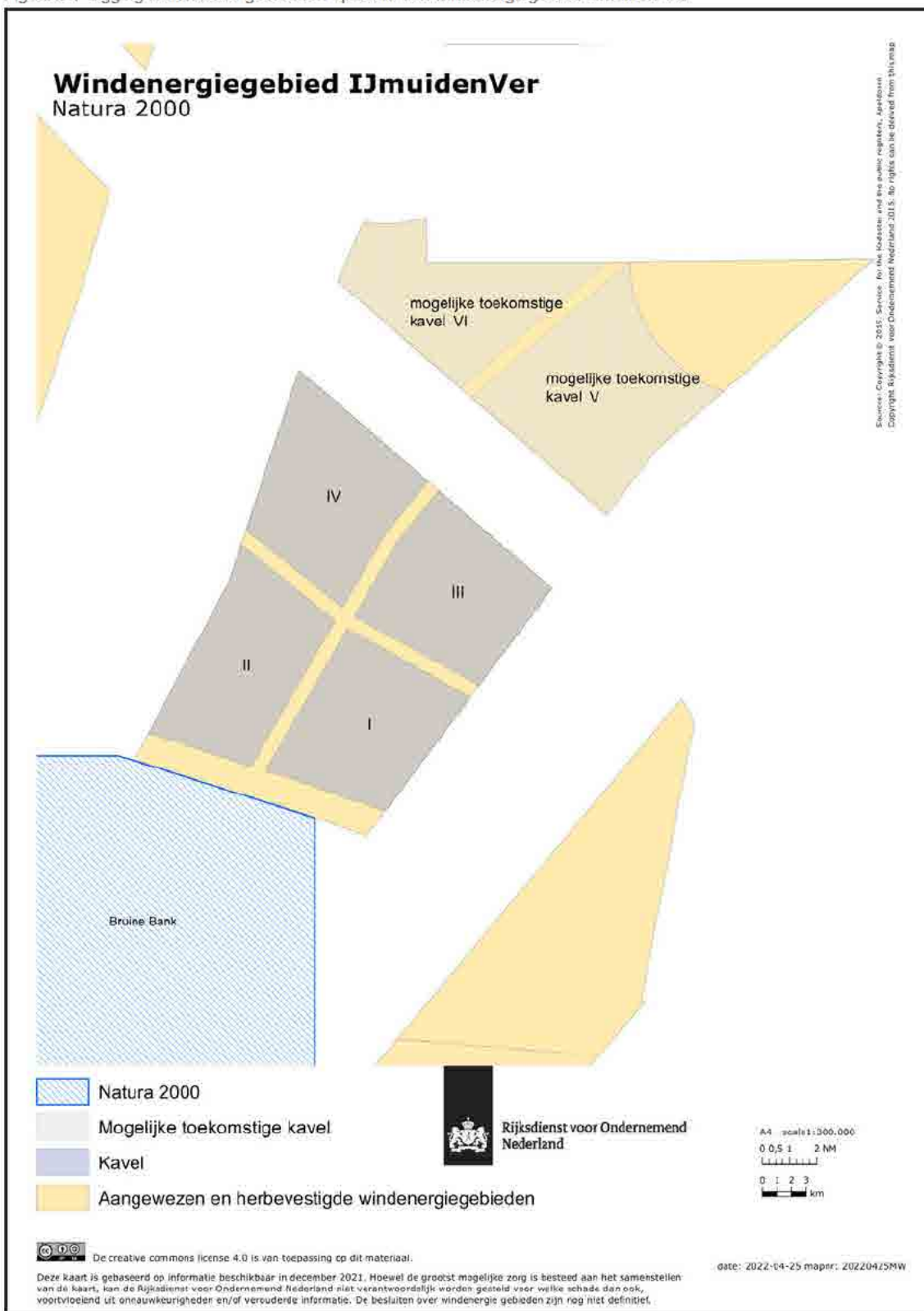
Figuur 3.5 Olie- en gasvelden in windenergiegebied IJmuiden Ver



Figuur 3.6 Ligging mijnbouwplatforms en helikopterinfrastructuur windenergiegebied IJmuiden Ver



Figuur 3.7 Ligging Natura2000 gebied ten opzichte van windenergiegebied IJmuiden Ver



3.3.4 Definitieve kavelgrenzen windenergiegebied IJmuiden Ver

Figuur 3.8 laat de definitieve kavelgrenzen van windenergiegebied IJmuiden Ver zien.

De vier kavels en de oppervlaktes zijn weergegeven in Figuur 3.8. Het gaat om vier van de zes voorgestelde kavels binnen IJmuiden Ver, ten zuiden van de beoogde clearway. Het TenneT-platform Alpha wordt geplaatst tussen de kavels I en II, het TenneT-platform Beta tussen de kavels III en IV. In verband met de komst van een helideck op beide TenneT-platforms (Alpha en Beta), en een kleine verandering in ligging van de clearway ten noorden van kavels III en IV, zijn de definitieve kavelgrenzen vergeleken met de NRD aangepast. Dit is mede in overleg met TenneT gedaan om de helikopterbereikbaarheid van de platformen te waarborgen.

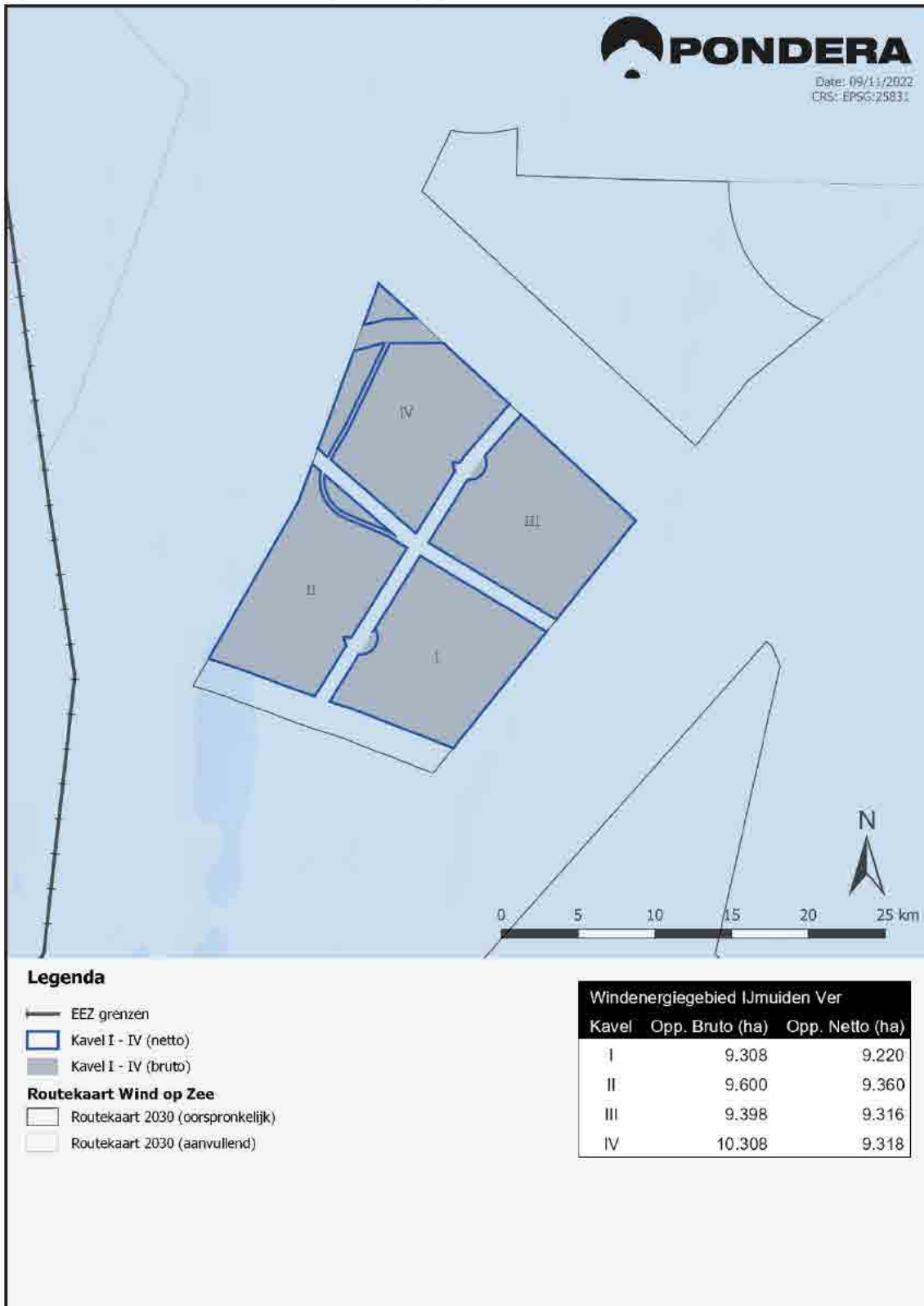
Geen verkavelingsalternatief

Een uitgangspunt van het Programma Noordzee 2022-2027 is dat Natura 2000 gebieden worden ontzien. Een tweede uitgangspunt is dat binnen het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver een clearway nodig is om een veilige doorvaart te garanderen voor de scheepvaart. Het gaat dan om de ferry-verbinding met Newcastle in het Verenigd Koninkrijk en meer in het algemeen de verbinding van drukke scheepvaartroutes met de havens van IJmuiden en Amsterdam.

Het meest noordelijke deel van het windenergiegebied IJmuiden Ver wordt benut voor twee kavels, V en VI, van elk 1 GW. Deze twee aanvullende kavels zijn nodig voor het tijdig realiseren van de afspraak uit het Klimaatakkoord in 2030 door windenergie op zee (49% CO₂-reductiedoel) en de aangescherpte Europese 55% CO₂-reductiedoelstelling voor 2030 (zie paragraaf 2.2). Hiertoe zal op een nader te bepalen moment een apart voornemen worden gepubliceerd inclusief een daarbij horende concept-NRD.

Gelet op deze uitgangspunten wordt in de milieueffectrapporten voor de kavels I tot en met IV geen alternatieve verkaveling onderzocht.

Figuur 3.8 Definitieve voorkeursverkeveling windenergiegebied IJmuiden Ver



4 Aanpak effectbeoordeling

4.1 Inleiding bandbreedte-benadering

In een MER worden alternatieven van een activiteit beoordeeld door ze op effecten te onderzoeken en naast elkaar te zetten. Een alternatief is een mogelijke manier waarop de voorgenomen activiteit, in dit geval opwekking van energie met windturbines, kan worden gerealiseerd met inachtneming van het doel van deze activiteit (zie tekstkader). In dit MER zijn alternatieven voor één gebied met één windpark onderzocht (zogenaamde 'kavel'). De alternatieven zijn opgebouwd uit een bandbreedte aan verschillende windturbineopstellingen en -types die mogelijk zijn binnen een dergelijke kavel.

De kavel binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver wordt aldus uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit. In dit hoofdstuk wordt deze bandbreedte beschreven (zie paragraaf 4.2). Paragraaf 4.3 geeft een overzicht van welke aspecten beoordeeld worden en in paragraaf 4.4 wordt ingegaan op de wijze waarop in het MER de beoordeling van de mogelijke effecten plaatsvindt. Paragraaf 4.5 gaat tot slot in op mitigerende maatregelen. In Kader 4.1 staat kort een uitleg van de bandbreedte-benadering en de te beschouwen alternatieven.

Kader 4.1 Bandbreedte en alternatieven

Bandbreedte

Door een kavel uit te geven waarbinnen verschillende turbineopstellingen, turbintypes en funderingsmethoden mogelijk zijn, binnen een vooraf bepaalde bandbreedte, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk. De ontwikkelaar heeft binnen de bandbreedte de vrijheid om een optimaal ontwerp te maken voor het windpark in termen van kosteneffectiviteit en energieopbrengst. Deze bandbreedtebenadering stelt specifieke eisen aan het MER. Alle milieueffecten die verbonden zijn aan alle mogelijke opstellingen die het kavelbesluit mogelijk maakt, dienen onderzocht te zijn. Het onderzoeken van alle mogelijke opstellingen is door de veelheid aan denkbare combinaties echter niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van een worst-case-benadering: als de worst-case-situatie van de bandbreedte wat betreft de effecten toelaatbaar is, dan zijn alle opstellingen binnen de bandbreedte mogelijk.

Alternatieven

De worst case situatie zal voor verschillende aspecten anders zijn. Bij het onderzoek wordt hiermee rekening gehouden door als alternatieven in het MER meerdere worst case situaties te onderzoeken en te vergelijken. De parameters die de worst case situaties afbakenen worden benoemd en beschreven; denk hierbij aan zaken als maximaal aantal turbines, maximale onder-/bovengrens van de rotor, maximaal rotoroppervlak, kenmerken van de funderingsmethode etc.

Om een beeld te verkrijgen van de mogelijkheden om de effecten te verminderen worden voor elk aspect tevens mitigerende maatregelen benoemd en onderzocht. Hiermee wordt voorkomen dat alleen een worst case situatie in beeld wordt gebracht en worden mogelijkheden voor optimalisatie geïdentificeerd.

4.2 Uitwerking van de bandbreedte en alternatieven

4.2.1 Bandbreedte

Om de bandbreedte in opstellingsmogelijkheden te onderzoeken is het enerzijds nodig om na te gaan welke effecten nog toelaatbaar zijn in een worst-case-situatie en deze worst-case-situatie te beschrijven (zie tekstkader). Anderzijds is het van belang te weten welke wensen in de energiesector bestaan ten aanzien van turbinegrootte, aantal turbines en funderingswijze.

Als uitgangspunt voor het bepalen van de bandbreedte is verder aangehouden dat het moet gaan om opties die redelijkerwijs (technisch) realiseerbaar zijn binnen de termijnen verbonden aan de uit te geven kavel, dat wil zeggen uitgifte in 2023 en operationeel zijn van de windparken in 2029.

Onderstaand wordt kort ingegaan op de turbines, de funderingen en de elektrische infrastructuur. Uitwerking vindt plaats in bijlage 2, waarin meer gedetailleerd wordt ingegaan op afmetingen en funderingen van turbines en details als verlichting, aanlegmethoden etc.

Turbines

Het is de trend om naar steeds grotere turbines te gaan bij de realisatie van windparken op zee. Echter, vanuit oogpunt van kosten en risico's is het de vraag of de allergrootste turbines, die nu alleen nog op de tekentafel bestaan, daadwerkelijk in de kavel gebouwd zouden zullen worden.

In het KEC 4.0 is aangegeven dat om de cumulatieve effecten binnen acceptabele grenzen te houden, inzet van mitigerende maatregelen nodig is. Hiervoor zijn verschillende scenario's doorgerekend, waarbij de minimale omvang van de turbines (en daarmee het aantal op te richten turbines) is gevarieerd over de verschillende windenergiegebieden. Uit de voorgaande analyses bleek dat met name enkele vogelsoorten effecten ondervinden. Om de effecten niet de PBR-waarde (Potential Biological Removal) te laten overschrijden is in voorgaande kavelbesluiten een mitigerende maatregel ingezet waarbij de ondergrens van de bandbreedte van de turbinegrootte steeds verder is opgerekt: van (minimaal) 4 MW voor kavels I-II Borssele, naar 6 MW voor kavels III-V Borssele en kavels I-IV Hollandse Kust (zuid), 8 MW voor kavel V Hollandse Kust (noord) en 14 MW voor kavels VI en VII Hollandse Kust (west).

Bij het bepalen van de turbineafmetingen is uitgegaan van de trend die leidt naar turbines met relatief grotere rotoren en een toename van het aantal megawatt opgesteld vermogen per turbine. Uitgaande van een ondergrens van 15 MW, resulteert dit in de rotordiameters zoals weergegeven in Tabel 4.1. Deze tabel is in basis afkomstig van ECN en geeft de benodigde rotordiameter bij verschillende vermogensdichtheden van de windturbinerotoren (in Watt per m² rotoroppervlak) en opgestelde vermogens. Dit is in dit MER gebruikt om de rotordiameter te bepalen van turbines met een bepaald vermogen. Rotordiameters die buiten de bandbreedte van dit MER vallen zijn in het donker grijs weergegeven.

Tabel 4.1 Rotordiameters van turbines bij een gegeven vermogen en rotor vermogendichtheid.

Opgesteld vermogen (MW)	15 MW	16 MW	17 MW	18 MW	19 MW	20 MW
Vermogendichtheid rotoroppervlak (W/m²)						
250	276	285	289	297	305	313
260	271	280	289	297	305	313
270	266	275	283	291	299	307
280	261	270	278	286	294	302
290	257	265	273	281	289	296
300	252	261	269	276	284	291
310	248	256	264	272	279	287
320	244	252	260	268	275	282
330	241	248	256	264	271	278
340	237	245	252	260	267	274
350	234	241	249	256	263	270
360	230	238	245	252	259	266
370	227	235	242	249	256	262
380	224	232	239	246	252	259
390	221	229	236	242	249	256
400	219	226	233	239	246	252
410	216	223	230	236	243	249
420	213	220	227	234	240	246
430	211	218	224	231	237	243
440	208	215	222	228	234	241
450	206	213	219	226	232	238
460	204	210	217	223	229	235
470	202	208	215	221	227	233
480	199	206	212	219	224	230
490	197	204	210	216	222	228
500	195	202	208	214	220	226
510	194	200	206	212	218	223
520	192	198	204	210	216	221

De minimale afstand waarop de turbines gepositioneerd worden is aangenomen op minimaal 4 maal de rotordiameter, de maximale afstand bestaat uit de afstand die aangehouden wordt als de kavel wordt opgevuld met turbines. Indien de kavel niet homogeen wordt ingevuld met turbines, kunnen tussen sommige turbines grotere afstanden ontstaan.

Funderingen

Turbines worden aangelegd met behulp van een monopile, jacket, tripod, gravity based, of suction bucket fundering. De aanlegwijze kan per funderingstype verschillen. Daarom zijn intrillen, heien, boren en suction (bij een suction bucket fundering) beschouwd. Afhankelijk van bodemopbouw, diepte, grootte van de turbine en kostenoverwegingen wordt gekozen voor een bepaalde fundering. De aanleg van de funderingen gaat gepaard met milieueffecten, bijvoorbeeld in de vorm van onderwatergeluid voor het heien

van palen. Om de range aan mogelijke effecten te onderzoeken zijn alle nu gangbare vormen van funderingen beschouwd. Uitgangspunt is dat elke wijze van funderen moet voldoen aan de geluidnorm in tabel 4.2.

Elektrische infrastructuur

De inter-array bekabeling, de kabels binnen het windpark tussen de turbines en het nabijgelegen platform van TenneT, wordt uitgevoerd op een spanningsniveau van 66 kV. Hierbij worden meerdere windturbines aangesloten op één kabel en lopen er meerdere van deze kabels door het windpark naar het verzamelpunt. Het aantal windturbines dat op één kabel aangesloten kan worden, is afhankelijk van het vermogen van de windturbines. Het vermogen van de windturbines neemt al jaren toe en de verwachting is ook dat dit blijft toenemen. Als gevolg hiervan kunnen er minder windturbines op één kabel aangesloten worden.

In dit MER worden de inter-array kabels van de turbines binnen de kavel naar het platform onderzocht. Deze bestaan uit meerdere kabels die per streng groepen windturbines aansluiten op het platform. Het is gebruikelijk om inter-array-kabels in windparken in te graven en op één meter diepte te houden om beschadiging te voorkomen.

Overzicht bandbreedte

De bandbreedte aan invullingsmogelijkheden binnen de uit te geven kavel, die onderzocht wordt in het MER, is in Tabel 4.2 weergegeven. Deze bandbreedte kan op basis van voortschrijdend inzicht, zienswijzen en/of advies nog aangepast worden. In de eerste kolom van de tabel zijn de variabelen weergegeven. Het gaat dan om bijvoorbeeld de rotordiameter van individuele windturbines. In de kolom daarnaast is aangegeven welke bandbreedte in het MER wordt onderzocht, bijvoorbeeld een rotordiameter per turbine van minimaal 236 meter en maximaal 280 meter³⁷. De waarden van de bandbreedte zijn gebaseerd op de huidige stand der techniek, verwachtingen omtrent ontwikkelingen voor de komende jaren, de uitkomst van de MER'en en passende beoordelingen voor de kavels in de windenergiegebieden Hollandse Kust en het KEC 4.0.

³⁷ De maximale tiphoogte is 305 meter vanwege de reservering van het luchtruim voor helikopterverkeer. Met een minimum tiplaatte van 25 meter volgt daarmee een maximale rotor van 305-25=280 meter. Conform tabel 4.1 is een dergelijke maximum rotordiameter passend voor een 20 MW turbine.

Tabel 4.2 Bandbreedte MER

Onderwerp	Bandbreedte
Totaal opgesteld vermogen kavel	Ca. 1.GW
Maximaal aantal turbines	67
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SELss op 750 meter van de geluidsbron
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 - 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

Niet alle parameters uit de tabel zijn even belangrijk wat betreft de te verwachten milieueffecten, en behoeven naar verwachting dan ook niet allemaal vastgelegd te worden in de uiteindelijk uit te geven bandbreedte. Bepalend voor de effectbepaling in het MER zijn met name:

- het aantal windturbines;
- de diameter van de rotor van de windturbines;
- het type fundering en het geluidsniveau van aanleg en
- de tiphoogte en tiplaagte van de windturbines.

Wanneer turbines een groter vermogen dan 15 MW hebben, maar qua maatvoering (tiphoogte, tiplaagte en rotordiameter) passen binnen de bandbreedte uit de voorgaande tabel, dan zullen de effecten niet meer zijn dan wordt beschouwd als worst-case in het MER. Dat komt doordat voor elk kavel wordt uitgegaan van een maximum vermogen van 1 GW en bij toepassing van turbines met een individueel vermogen van meer dan 15 MW er dan in totaal minder dan 67 turbines geïnstalleerd worden. Daarmee verminderen de milieueffecten en valt een dergelijke ontwikkeling binnen de beschouwde bandbreedte. In andere woorden, met meer MW per turbine binnen dezelfde maatvoeringen wijzigt het worst-case-scenario niet. De maatvoeringen zijn bepalend voor de effecten, niet het vermogen per turbine op zichzelf.

Dit is steeds de conclusie geweest van de uitgevoerde MER's voor eerdere kavelbesluiten, maar om dit te herbevestigen zullen in dit MER ook de effecten in beeld worden gebracht van een alternatief met grotere

vermogens dan 15 MW. Gezien de maximale afmetingen die mogelijk zijn, zie Tabel 4.3 en met name dan 280 meter als maximale rotor, wordt naast een 15 MW alternatief ook een alternatief met 20 MW turbines op effecten onderzocht. Deze 20 MW per turbine is ontleend aan Tabel 4.1, waarin voor een rotor van 280 meter een vermogen 'past' van circa 20 MW (in Tabel 4.1 wordt 278 meter vermeld bij een 20 MW turbine bij een vermogensdichtheid van 330 Watt/m²).

4.2.2 Alternatieven

De worst case situatie kan voor verschillende aspecten anders zijn. De worst case situaties, als zijnde alternatieven per aspect, zijn onderzocht en vergeleken. Ook is, waar zinvol, nagegaan wat de mogelijke best case situatie is zodat inzicht in de bandbreedte aan effecten ontstaat.

De onderstaande Tabel 4.3 geeft voor de verschillende milieuaspecten de te verwachten worst case en best case aan. De tabel betreft een vereenvoudigd overzicht, in de themahoofdstukken (hoofdstuk 5 tot en met 11) zijn de te onderzoeken scenario's in meer detail beschreven.

Tabel 4.3 Worst case en best case binnen de bandbreedte per milieuaspect

Bandbreedte	Alternatief (Worst case)	Alternatief (Best case)
Milieuaspect		
Vogels en vleermuizen	67 x 15 MW-turbines Tiplaagte 25 m rotordiameter 236 m	50 x 20 MW-turbines Tiplaagte 25 m rotordiameter 280 m
Onderwaterleven*	67 x 15 MW-turbines 1 turbinelocatie per dag	50 x 20 MW-turbines 1 turbinelocatie per dag
Scheepvaart	67 x 15 MW-turbines	50 x 20 MW-turbines
Geologie en hydrologie	50 x 20 MW-turbines met Gravity Based fundering of suction bucket	67 x 15 MW-turbines met Tripod fundering
Landschap**	67 x 15 MW-turbines rotordiameter 280 m ashoogte 165 m	
Overige gebruiksfuncties	50 x 20 MW-turbines met Gravity Based fundering of suction bucket	67 x 15 MW-turbines met Tripod fundering
Elektriciteitsopbrengst**	67 x 15 MW-turbines	

* Voor onderwaterleven is de worst case en best case situatie verschillend per 'sub aspect' (zeezoogdieren, vissen, bodemleven) en ook niet op voorhand eenduidig te benoemen.

** Voor landschap en elektriciteitsopbrengst is één alternatief onderzocht omdat de verwachte effecten binnen de bandbreedte niet voldoende onderscheidend zijn.

4.2.3 Nulalternatief: huidige situatie en autonome ontwikkeling

Het nulalternatief is de huidige situatie met de autonome ontwikkeling.³⁸ Het nulalternatief is het alternatief waarbij geen kavelbesluit wordt genomen. Het gebied zal zich dan ontwikkelen conform vastgesteld of voorgenomen beleid, maar zonder realisatie van het windpark. Deze situatie dient als referentiekader voor de effectbeschrijving. In het nulalternatief zijn de bestaande windparken in gebruik. Ook worden als autonome ontwikkeling de reeds vergunde maar nog niet operationele windparken meegenomen.

³⁸ Autonome ontwikkelingen zijn op zichzelf staande ontwikkelingen die onafhankelijk van het windpark plaatsvinden en waarover al een besluit is genomen (bijvoorbeeld waarvoor vergunning is verleend).

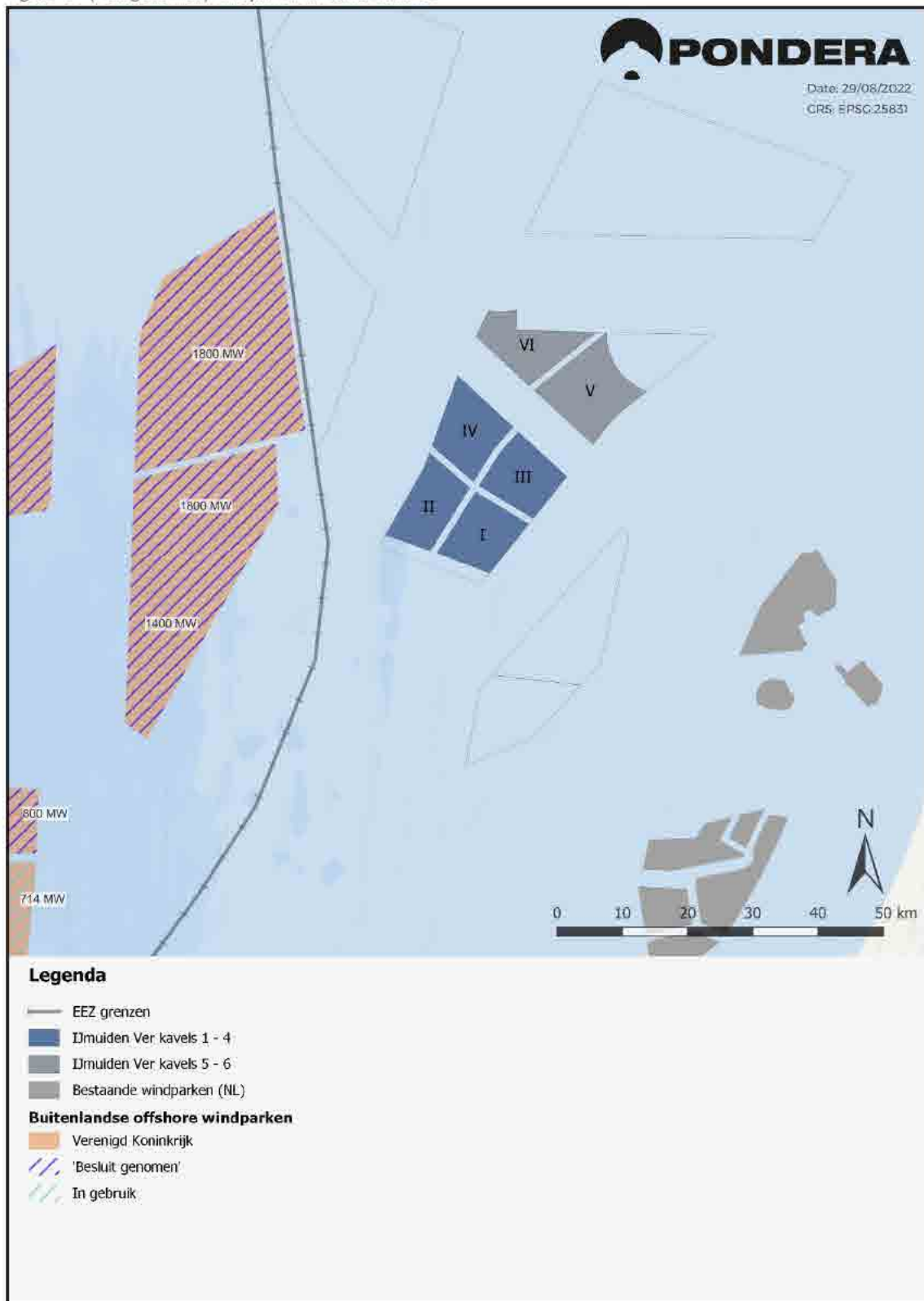
Ten aanzien van sommige milieuaspecten is de ontwikkeling van Britse windparken ook relevant (zie Figuur 4.1).

Daarnaast zijn er windparkontwikkelingen in België, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk. Met name de parken in Engeland (Britse wateren) zijn door de grote omvang en relatief nabije ligging mogelijk relevant in het kader van autonome ontwikkeling of cumulatie met de windparkontwikkeling in het gebied IJmuiden Ver.

De relevantie van deze buitenlandse windparken is onder andere afhankelijk van de effecten op de populatie van soorten (met name vogels, vleermuizen en zeezoogdieren) die invloed kunnen ondervinden van windparken. In het KEC 4.0 (2022) is gekeken naar de invloed van de buitenlandse parken. In bijlage 8 bij het KEC zijn de windparken opgenomen die voor de cumulatieve effecten van belang zijn.

Ten slotte kunnen overige ontwikkelingen relevant zijn om te beschouwen in het kader van autonome ontwikkeling of cumulatie. Dit wordt per effecthoofdstuk in het MER nader uitgewerkt.

Figuur 4.1 (Voorgenomen) windparken in Britse wateren



Bron: Pondera, en <https://opendata-thecrownestate.opendata.arcgis.com/>

4.2.4 Voorkeursalternatief

Bepalen van de voorkeursbandbreedte (VKA)

De in Tabel 4.2 bepaalde voorlopige bandbreedte wordt in kaart gebracht door in het MER voor relevante milieuaspecten (zoals ecologie) en belangen (zoals visserij, mijnbouw en scheepvaart) te onderzoeken welke effecten maximaal kunnen optreden. Voor de diverse aspecten vormen verschillende uitwerkingen van de bandbreedte de worst-case-situatie. Daarom kunnen diverse opstellingen worden doorgerekend. Hierbij valt te denken aan de effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren, waar grote funderingspalen de worst-case kunnen zijn, omdat hier veel hei-energie voor nodig is, en waardoor naar verwachting de grootste effecten optreden. Daarentegen kan het gebruik van relatief veel turbines met een relatief geringe diameter de worst-case zijn voor vogels. Nagegaan wordt of deze maximale effecten toelaatbaar zijn en welke mitigerende maatregelen getroffen kunnen worden om de effecten te verzachten of teniet te doen.

Vaststellen van de maximaal uit te geven bandbreedte

Op basis van de uitkomsten van het MER en andere overwegingen (bijvoorbeeld beleidsmatige of financiële) wordt uiteindelijk een beslissing genomen over de gewenste uit te geven bandbreedte. Deze bandbreedte vormt tezamen met te treffen effect-mitigerende maatregelen het voorkeursalternatief.

De parameters die bepalend zijn voor de bandbreedte aan inrichtingsmogelijkheden van de kavel worden in het kavelbesluit vastgelegd en vormen de bouwmogelijkheden voor de toekomstige ontwikkelaars. Denk hierbij aan zaken als maximale rotordiameter, maximale tiphoogte, minimale onderlinge afstand. Ook kunnen bijvoorbeeld vereisten aan de wijze van funderen worden opgelegd, zoals bijvoorbeeld een maximaal onderwatergeluidsniveau.

Passende Beoordeling van het VKA

Aangezien op voorhand significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden niet uit te sluiten zijn, wordt een zogenaamde Passende Beoordeling uitgevoerd. In deze beoordeling worden de effecten op Natura 2000-gebieden aan de hand van de voor deze gebieden vastgestelde doelstellingen bepaald en beoordeeld. De Passende Beoordeling is als zelfstandig document (bijlage 9) bij het MER gevoegd. Ook zullen de belangrijkste conclusies in de hoofdtekst en de conclusie van het MER worden verwerkt.

4.3 Milieuaspecten

In de volgende hoofdstukken van dit MER zijn de milieueffecten die de alternatieven met zich meebrengen, in beeld gebracht. Het gaat om de hierna genoemde milieuaspecten.

4.3.1 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissie

De belangrijkste reden om windinitiatieven te realiseren, is het opwekken van duurzame energie. Er is berekend hoeveel elektriciteit wordt opgewekt. Ook is bepaald welke uitstoot van schadelijke stoffen het windpark vermijdt in vergelijking met de situatie dat dezelfde energie wordt opgewekt op conventionele wijze, zoals met behulp van kolen- en gasverbranding. Een vergelijking is gemaakt met de emissies van de huidige brandstofmix die wordt gebruikt in Nederland voor opwekking van elektriciteit. Dit zijn de stoffen koolstofdioxide (CO₂), stikstofoxiden (NO_x) en zwaveldioxide (SO₂). Er is tevens aandacht besteed aan hoeveel energie het kost om turbines te produceren en te plaatsen.

4.3.2 Vogels, vleermuizen en onderwaterleven (soort- en gebiedsbescherming)

In dit MER wordt op basis van het KEC en de meest recente en relevante (internationale) kennis onderzocht welke beschermde soorten voorkomen op de locatie, welke mogelijke effecten op populatieniveau en beschermde gebieden te verwachten zijn en welke mitigerende maatregelen mogelijk zijn.

Vogels

Voor vogels wordt ten behoeve van de effectbeschrijving onderscheid gemaakt in:

- lokaal verblijvende vogels,
- broedende kolonievogels en,
- vogels tijdens seizoenstrek.

De volgende effecten zullen in het MER beschreven worden:

- aanvaringslachtoffers (met gebruikmaking van het meest recente Band-model),
- habitatverlies (effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats),
- barrièrewerking,
- Indirecte effecten.

Voor lokaal verblijvende vogels wordt aandacht besteed aan alle (pelagische) soorten die (in een deel van het jaar) in het plangebied verblijven om te rusten of te foerageren, danwel soorten dit gebied tijdens seizoenmigraties passeren (onder andere jagers). De verstoringafstanden en het aanvaringsrisico worden beschreven. Wanneer gevolgen voor populaties niet op voorhand uitgesloten kunnen worden, dan wordt ook ingegaan op de voedselrelaties met het plangebied en de directe omgeving daarvan.

Voor broedende kolonievogels kan de studie beperkt blijven tot soorten die op grote afstand van hun broedlocaties kunnen foerageren (zoals de kleine mantelmeeuw) en die het plangebied gedurende foerageervluchten kunnen passeren.

Er zijn veel trekvogelsoorten die migreren tussen broedgebieden en overwinteringsgebieden. Over de Noordzee komen grofweg twee trekstromen voor: Noord-Zuid (en vice versa) en Oost-West tussen het continent en de Britse eilanden (en vice versa). Het is niet functioneel of goed mogelijk om de risico's voor al deze soorten afzonderlijk te kwantificeren. De risico's worden dan ook van voorbeeldsoorten in beeld gebracht, waaronder soorten die 'nachttrekker' zijn en op rotorbladhoogte kunnen passeren. Er wordt een inschatting gemaakt van de orde grootte van het totale aantal aanvaringslachtoffers met een indicatieve verdeling over soortgroepen.

Er wordt getoetst aan de gunstige staat van instandhouding van de soorten.

Vleermuizen

Voor vleermuizen wordt ingegaan op het aanvaringsrisico, waaronder het barotrauma. Het gaat daarbij om vleermuizen (met name de ruige dwergvleermuis) op seizoenstrek. Lokaal verblijvende vleermuizen worden niet verwacht. De maximale foerageerafstand vanaf de kust van lokale vleermuizen als watervleermuis, rosse vleermuis en meervleermuis ligt namelijk onder de 10 kilometer en gezien de afstand van kavel II tot de kust is uitgesloten dat er in het windenergiegebied foerageervluchten worden gemaakt.

Onderwaterleven

Voor het onderwaterleven (onderscheid wordt gemaakt tussen zeezoogdieren, vissen en bodemfauna) worden voor beschermde soorten veranderingen van paai- en werpgebieden, foerageermogelijkheden (verstoring en habitatverlies), barrièrewerking en fysieke aantasting (temporary threshold shift (TTS), permanent threshold shift (PTS)) in beeld gebracht.

Zeezoogdieren (zeehonden en bruinvissen)

De volgende type effecten zullen beschreven worden:

- verlies aan foerageermogelijkheden (verstoring en habitatverlies),
- barrièrewerking en
- fysieke aantasting (temporary threshold shift (TTS), permanent threshold shift (PTS)).

Voor zeehonden (grijze en gewone zeehond) zijn met name de ligplaatsen in de Voordelta en de Waddenzee van belang, evenals foerageergebieden en migratiegebieden op zee. Aandacht wordt besteed aan het aantal beïnvloede dieren (voor zowel zeehonden als bruinvissen) ten opzichte van het totale aantal dieren binnen het Nederlands Continentaal Plat en de gehele Noordzee, waarbij rekening zal worden gehouden met voorkomende dichtheidsgradiënten. Ook wordt aandacht besteed aan het bouwtempo van funderingen, want dit bepaalt de mate waarin effecten zich telkens opnieuw voordoen en ook of steeds dezelfde dieren worden beïnvloed dan wel een ander deel van de populatie. Dit werkt bij zeezoogdieren door in de duur van de blokkade van foerageergebieden en migratieroutes en in de verstoring door onderwatergeluid.

Inzichtelijk wordt gemaakt wat de effecten in zowel de aanleg-, exploitatie- als de verwijderingsfase zijn, of het om tijdelijke dan wel permanente effecten gaat en wat de cumulatieve effecten kunnen zijn van windturbines binnen Kavel II van IJmuiden Ver met overige projecten en activiteiten, zowel in tijd als in ruimte. Hierbij wordt zowel naar sterfte als aantasting van het leefgebied gekeken. Dit alles zal zoveel mogelijk worden gekwantificeerd. Zo wordt per type effect aangegeven hoeveel individuen van welke soorten hierbij zijn betrokken (ordegrootte, bijvoorbeeld in aantalsklassen) en welk deel van de populatie minimaal en maximaal (worst case) beïnvloed wordt. Er wordt hierbij getoetst aan de gunstige staat van instandhouding. Daar waar nodig wordt ook getoetst aan de doelstellingen van Natura 2000-gebieden.

Ook wordt in het MER ingegaan op het effect van seismisch onderzoek in cumulatie met de aanleg van windturbines. Er zal gebruik worden gemaakt van dichtheidskaarten voor zeehonden en bruinvissen. Voor de geluidsmodellering zal gebruik worden gemaakt van het Aquariusmodel 4.0 dat is gevalideerd aan de hand van de geluidsmetingen in de windparken Luchterduinen en Gemini. Zie voor meer informatie over Aquarius 4.0 het 'Intermezzo Validatie Aquarius 4 model' in het achtergronddocument geluid zeezoogdieren bij dit MER.

Vissen

Onderzocht wordt welke beschermde soorten voorkomen op de locatie, welke mogelijke effecten te verwachten zijn en welke mitigerende maatregelen mogelijk zijn voor vissen. Op de volgende effecten wordt ingegaan:

- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de aanleg, de exploitatie en/of ontmanteling.
- Effecten van bodemberoering tijdens de aanleg, exploitatie en/of ontmanteling.
- Effect van straling (elektromagnetische en geïnduceerde elektrische velden).
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren.

- Effect van verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in windparken.

Voor meer informatie over de onderzoeksmethode en bekeken soorten, zie Bijlage 4.

Bodemleven

Onderzocht wordt welke beschermde soorten voorkomen op de locatie, welke mogelijke effecten te verwachten zijn en welke mitigerende maatregelen mogelijk zijn voor bodemleven. Ook wordt een beschrijving opgenomen van de dynamiek van zandbanken en megaribbels³⁹.

Gebiedsbescherming (via Passende Beoordeling)

Verwacht wordt dat op voorhand significante effecten op Natura 2000-gebieden niet zijn uit te sluiten. Een passende beoordeling zal dan ook onderdeel vormen van het op te stellen MER, waarin de vraag beantwoord wordt of significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten. Het zal dan met name gaan over de effecten op vogels en zeezoogdieren. De beoordeling van effecten op Natura 2000-gebieden vindt plaats in het kader van de Wet natuurbescherming. Het gaat enkel om 'externe werking', de kavel ligt buiten Natura 2000-gebieden, maar grenst aan Natura 2000-gebied de Bruine Bank. Effecten kunnen wel optreden op Natura 2000-gebieden, doordat soorten met instandhoudingsdoelstellingen in het projectgebied komen, effecten als onderwatergeluid tot in Natura 2000-gebieden reiken of in cumulatie dusdanig grootschalige effecten op populaties kunnen ontstaan waardoor instandhoudingsdoelstellingen aangetast zouden kunnen worden.

Ook is bij de ontwikkeling en het onderhoud van een windpark op zee sprake van een (tijdelijke) emissie van stikstofoxiden (NO_x). Schepen die worden ingezet maken gebruik van verbrandingsmotoren die stikstofoxiden uitstoten. Derhalve dient in de passende beoordeling ook te worden ingegaan op het (mogelijk) effect van stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden als gevolg van de ontwikkeling en de exploitatie van een windpark. In het kader van de passende beoordeling zal een berekening van de stikstofdepositie worden gemaakt met de meest actuele versie van AERIUS Calculator. Daarnaast is het van belang om te onderzoeken hoe emissies (leidend tot stikstofdepositie in gevoelige gebieden) kunnen worden voorkomen of verminderd.

Indien significante effecten op Natura 2000-gebieden niet kunnen worden uitgesloten, dient een ADC-toets als bedoeld in de Wet natuurbescherming te worden doorlopen.

4.3.3 Scheepvaart en veiligheid

In het MER wordt de kans op ongevallen door aandrijvingen en aanvaringen onderzocht. Voor de scheepvaartveiligheid wordt een (kwantitatieve en kwalitatieve) analyse uitgevoerd, waarbij onder meer gebruik wordt gemaakt van de resultaten van het door MARIN (Maritime Research Institute Netherlands) uitgevoerde onderzoek naar de cumulatieve effecten van windparken op de scheepvaart.⁴⁰ & ⁴¹. Hiervoor wordt gebruikt gemaakt van het SAMSON model (Safety Assessment Models for Shipping and Offshore in the North Sea). Daarnaast wordt een (kwantitatieve) analyse uitgevoerd waarbij aandacht wordt besteed aan de verkeersstromen rond de kavel, kruisend verkeer en risico's voor niet-routegebonden kleine scheepvaart. Tevens wordt nagegaan wat de effecten zijn van doorvaart door de kavel, waarbij ook het

³⁹ Vanosmael, C., K.A. Willems, D. Claeys, M. Vincx & C. Heip 1982. Macrobenthos of a sublittoral sandbank in the South-ern Bight of the North Sea. J. mar. biol. Ass. U.K. 62: 521-534

⁴⁰ MARIN, WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen. MARIN, 2019.

⁴¹ MARIN, SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040.

aspect SAR ('search and rescue') wordt meegenomen. De scheepvaarteffecten worden (ook) onderzocht in relatie tot de autonome ontwikkeling.

4.3.4 Visserij

In het MER worden de gevolgen voor de bestaande visserij meegenomen. Vissers verliezen visgronden. Er wordt in het MER gebruikgemaakt van de meest recente gegevens. Wageningen Economic Research heeft onderzoek gedaan naar de waarde van de misgelopen vangsten.⁴² Daarnaast is het van belang te bepalen welke delen van het windenergiegebied IJmuiden Ver de meeste waarde hebben voor de visserij. Naast het verlies aan visgronden heeft de visserij mogelijk te maken met omvaren door de aanleg van de windparken.

4.3.5 Overige gebruiksfuncties

De overige gebruiksfuncties in de omgeving van de locatie kunnen zijn: olie- en gaswinning, windparken, luchtvaart (waaronder helikopterverkeer), militaire gebieden, zand-, grind- en schelpenwinning, scheepvaart, kabels en leidingen, archeologische en cultuurhistorische waarden en recreatie.

Er zal gebruik worden gemaakt van het onderzoek naar de archeologische en cultuurhistorische waarden in het plangebied.⁴³ De effecten van het windpark op deze waarden worden getoetst aan de wetgeving en het rijksbeleid ten aanzien van archeologie, dat onder andere is terug te vinden in het Programma Noordzee. Het uitgangspunt van het beleid is dat archeologische waarden zoveel mogelijk in situ behouden worden of, als dit niet mogelijk is, de informatiewaarde veilig wordt gesteld door middel van archeologisch onderzoek.

Lettende op de nabijgelegen mijnbouwplatforms, wordt het veilig aanvliegen van de platforms in het MER onderzocht. Hierbij zullen de in paragraaf 3.3 genoemde onderzoeken worden meegenomen naar de effecten van zogturbulentie in en om offshore windturbineparken op de vliegveiligheid en de bereikbaarheid van mijnbouwplatforms in de nabijheid van windparken.

Het MER zal ingaan op de effecten voor de betrouwbaarheid van de (wal)radarsystemen en straalpaden en indien nodig mitigerende maatregelen aandragen.

4.3.6 Geologie en hydrologie

Beschreven wordt wat de bodemopbouw en de stabiliteit van de bodem is. Ook wordt bekeken wat de effecten zijn van het windpark op erosie, sedimentatie, geomorfologische, geohydrologische en stromingspatronen (richting en snelheid). Boven de waterspiegel gaat het vooral om de effecten van getijde en golfslag (onder invloed van het heersende windregime) op het functioneren en de stabiliteit van de windturbines.

Ook wordt in kwalitatieve termen ingegaan op de invloed van omvangrijke windparken op het golfklimaat in de omgeving (afname totale windenergie en daarmee golfenergie en kusterosie).

⁴² A. Mol, H. van Oostenbrugge, C. Röckmann & N. Hintzen. Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. (Wageningen Economic Research nota; No. 2019-011). Wageningen: Wageningen Economic Research, 2019.

⁴³ Zie offshorewind.rvo.nl

4.3.7 Landschap

In dit MER wordt ingegaan op de zichtbaarheid van windturbines vanaf de kust. Naar verwachting is het maken van visualisaties niet zinvol, gegeven de afstand tot de kust.

Het zicht is van vele factoren afhankelijk en om dat beter te begrijpen wordt ingegaan op het zichtbereik. Dat is de afstand waarop een object nog kan worden waargenomen. Dit bereik hangt van een viertal factoren af:

1. de eigenschappen van het object;
2. de kromming van de aarde (en daarbij de waarneemhoogte);
3. de visus van het menselijk oog en
4. de meteorologische omstandigheden.

Ten aanzien van punt 4 worden databases gebruikt van meerdere KNMI meetstations, te weten de KNMI stations te IJmuiden, Hoek van Holland, De Kooy en Schiphol.

4.3.8 Grensoverschrijdende effecten

Op basis van de effectbeschrijving voor elk hiervoor genoemd aspect, wordt in het MER nog apart ingegaan op die effecten die grensoverschrijdend zijn. Denk hierbij voornamelijk aan de ecologische effecten en overige gebruiksfuncties.

4.4 Effectbeoordeling

4.4.1 Beoordelingscriteria per milieuaspect

De omvang van het studiegebied, het gebied waarbinnen zich mogelijke effecten kunnen voordoen, verschilt per milieuaspect. Meestal is het studiegebied groter dan het plangebied, waar zich de voorgenomen activiteit afspeelt. De nulsituatie, inclusief autonome ontwikkeling, fungeert als referentie voor de beoordeling van de effecten. De effectbeschrijving zal waar mogelijk en zinvol kwantitatief onderbouwd worden. Indien het niet mogelijk is om de effecten te kwantificeren, worden de effecten kwalitatief beschreven.

Naast effecten die optreden tijdens de exploitatie van het windpark is ook aandacht besteed aan effecten tijdens de bouw van de windparken (zoals geluid door aanlegwerkzaamheden) en alle bijbehorende voorzieningen, zoals de aanleg van kabels. Ook is, waar zinvol, aangegeven of cumulatie met andere plannen en/of projecten kan optreden. Cumulatieve effecten zijn ook een onderdeel van de Passende Beoordeling.

De effecten zijn per milieuaspect beschreven aan de hand van beoordelingscriteria. In Tabel 4.4 is per milieuaspect aangegeven welke criteria zijn gebruikt en de wijze waarop de effecten zijn beschreven en beoordeeld (kwantitatief en/of kwalitatief).

Tabel 4.4 Beoordelingscriteria per milieuaspect

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Elektriciteits-opbrengst	Elektriciteitsproductie Terugverdiendtijd energie bouw CO ₂ -emissie reductie NO _x -emissie reductie SO ₂ -emissie reductie	Kwantitatief, in kWh/jaar Kwantitatief in maanden Kwantitatief, in ton/jaar Kwantitatief, in ton/jaar Kwantitatief, in ton/jaar
Klimaat	Invloed op klimaatverandering	CO ₂ -emissiereductie
Vogels	Aanleg windpark Verstoring aanleg fundering Verstoring door toegenomen scheepvaart	Aantal verstoorde vogels
	Gebruik windpark <u>Lokale zeevogels</u> Aanvaringsrisico Barrièrewerking Habitatverlies	Aantal vogelslachtoffers Aantal kilometers omvliegen Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers Aantal verstoorde vogels
	<u>Broedende kolonievogels</u> Aanvaringsrisico Barrièrewerking Habitatverlies Indirecte effecten	Aantal vogelslachtoffers Aantal kilometers omvliegen Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers Aantal verstoorde vogels
	<u>Trekvogels</u> Aanvaringsrisico Barrièrewerking Habitatverlies Indirecte effecten	Aantal vogelslachtoffers Aantal kilometers omvliegen Aantal km ² van het foerageergebied Aantal verstoorde vogels
	Verwijdering windpark Verstoring door verwijderen fundaties Verstoring door toegenomen scheepvaart	Aantal verstoorde vogels
	Vleermuizen	Aanvaringsrisico Barrièrewerking Habitatverlies Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud (tijdens zowel aanleg-, exploitatie- en verwijderingsfase)
Onderwaterleven	Bodemdieren en vissen Effecten bij aanleg, gebruik en verwijdering van resp. geluid en trillingen, bodemberoering, aanwezigheid van harde structuren op, verbod op bodemberoerende activiteiten (visserij) en elektromagnetisch veld van de kabel, op: Biodiversiteit Recruitment Dichtheden biomassa Beschermd soorten	Verandering in aantal soorten Aanwas 'hardsubstraatsoorten' Dichtheid per m ² Dichtheid en effect op beschermde soorten

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
	<p>Zeezoogdieren</p> <p>Aanleg Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen en geofysisch onderzoek</p> <p>Fysieke aantasting</p> <p>Gebruik Verstoring door geluid en trillingen turbines Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud)</p> <p>Verwijdering Idem aanleg</p>	<p>Verstoord oppervlak (km²) Aantal verstoorde dieren / effect op populatie Tijdsduur van de verstoring (bruinvisverstoringdagen) Aantal aangetaste dieren</p> <p>Verstoord oppervlak (km²) Aantal verstoorde dieren / effect op populatie Tijdsduur van de verstoring Aantal aangetaste dieren</p>
Natuur overig	<p>Effecten op Natura 2000-gebieden: -habitattypen (inclusief effecten als gevolg van stofdepositie); -soorten</p>	aan de hand van de instandhoudingsdoelstellingen
	<p>Effecten op beschermde flora en fauna (als bedoeld in artikel 7 Wet windenergie op zee) en overige natuur- en milieuwaarden als beschermd door internationale kaders, zoals bijvoorbeeld de kaderrichtlijn mariene strategie, OSPAR-verdragen en ASCOBANS als gevolg van</p> <ul style="list-style-type: none"> - geluidproductie aanleg en operationeel geluid, - elektrische en elektromagnetische velden, - de kans op aanvaring, - verlies van leef-, foerageer- en rustgebied, - verstoring en blokkering migratieroutes; - aanbod van optimaal hechtingsoppervlak voor organismen; - afsluiting voor visserij. 	
Scheepvaart en veiligheid	<p>Verkeersveiligheid Kans op 'rammen' en 'driften' routegebonden en niet-routegebonden verkeer</p> <p>Gevolgschade van 'rammen' en 'driften'</p>	<p>Kans op rammen/driften</p> <p>Gevolgschade in de vorm van vrjkomende hoeveelheid olie</p>
Overige gebruiksfuncties	<p>Beïnvloeding van: Olie- en gaswinning</p> <p>Luchtvaart/helikopterbewegingen Zand-, grind- en schelpenwinning</p> <p>Baggerstort Scheeps- en luchtvaartradar Kabels en leidingen</p> <p>Telecommunicatie Munitiestortgebieden en militaire gebieden</p>	<p>Beperkingen olie- en gaswinning Effecten op toekomstig hergebruik van platforms Effect op veilige luchtvaart Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning</p> <p>Beperkingen baggerstortgebieden Schaduwwerking en bouncing Interferentie kabels en leidingen Verstoring kabelverbindingen Verstoring straalpaden</p>

Aspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
	Cultuurhistorie en archeologie Schelpdierkweek en zeewierteelt Bestaande windparken	Aanwezigheid munitiestortgebieden en militaire gebieden Aantasting archeologische resten Beperkingen en mogelijkheden schelpdierkweek en zeewierteelt Beïnvloeding bestaande windparken
Visserij	Beïnvloeding van vissersmogelijkheden	Kwalitatief en kwantitatief
Geologie, morfologie, hydrologie en waterkwaliteit	Effect op golven Effect op waterbeweging (waterstand/stroming) Effect op waterdiepte en bodemvormen Effect op bodemsamenstelling Effect op troebelheid en waterkwaliteit (waaronder de effecten van kathodische bescherming) Effect op sedimenttransport Effect op kustveiligheid	Kwalitatief en kwantitatief
Landschap	Zichtbaarheid aan de hand van: de eigenschappen van het object, de kromming van de aarde, de visus van het menselijk oog en de meteorologische omstandigheden	Percentage zichtbaarheid in de tijd Percentage van de beeldhoek

Om de effecten van de varianten per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - schaal beoordeeld ten opzichte van het nulalternatief. Hiervoor wordt de volgende beoordelingsschaal gehanteerd, zoals weergegeven in Tabel 4.5. De beoordeling wordt gemotiveerd.

Tabel 4.5 Scoringsmethodiek.

Beoordeling ten opzichte van het nulalternatief (de referentiesituatie)	Score
Het voornemen leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering	-
Het voornemen leidt tot een merkbare negatieve verandering	-
Het voornemen onderscheidt zich niet van het nulalternatief	0
Het voornemen leidt tot een merkbare positieve verandering	+
Het voornemen leidt tot een sterk merkbare positieve verandering	++

Indien de effecten marginaal zijn, wordt dit in de voorkomende gevallen aangeduid met -/0 (marginaal negatief) of 0/+ (marginaal positief).

Omdat voor de effecten op vogels, vleermuizen en onderwaterleven specifieke wettelijke kaders bestaan waaraan getoetst dient te worden, wordt in de volgende paragraaf specifiek aandacht besteed aan de toetsing van de ecologische effecten.

4.4.2 Toetsing ecologische effecten

In paragraaf 4.3 is aangegeven welke effecten beschreven worden in dit MER. Deze effecten worden gescoord door plussen en minnen, zoals in paragraaf 4.4.1 is aangegeven. Voor de optredende ecologische effecten dient expliciet getoetst te worden aan de geldende wettelijke kaders. Vandaar dat deze paragraaf specifiek gaat over de toetsing van de ecologische effecten.

Vogels

Wanneer een kwantitatieve beoordeling van effecten mogelijk is, dan worden verschillende criteria aangehouden:

- Het 1% ORNIS-criterium
 - Volgens dit criterium wordt iedere additionele sterfte van minder dan 1 procent van de jaarlijkse natuurlijke sterfte aan de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als niet significant beschouwd. In de praktijk kan dit criterium, bij voldoende gegevens over de omvang van de natuurlijke jaarlijkse sterfte, worden gebruikt om te bepalen of significante effecten, in cumulatie, uitgesloten kunnen worden. Blijven soorten onder deze grens, dan worden ze niet verder in beschouwing genomen. Overschrijden ze deze 1-procentnorm wel, dan zal in meer detail naar de mogelijke populatie-effecten gekeken dienen te worden. De 1-procentnorm wordt in het MER en passende beoordeling met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen, temeer omdat een PBR van een individuele kolonie moeilijk te bepalen is (zie hieronder over PBR).
- Potential Biological Removal (PBR) criterium
 - De PBR methode maakt gebruik van wetenschappelijke achtergrondinformatie over de populaties van de relevante soorten. Voor de soorten waarvoor voldoende informatie over populatieparameters bekend is, heeft het gebruik van de PBR als grenswaarde ook juridisch gezien de voorkeur boven het gebruik van het ORNIS-criterium, dat gebruikt wordt indien wetenschappelijk onderbouwing van een grenswaarde ontbreekt. In dit MER wordt de redeneerlijn gevolgd dat indien (cumulatieve) effecten onder de PBR blijven, significant negatieve effecten zijn uit te sluiten en er geen nadelige gevolgen zijn voor de gunstige staat van instandhouding.
- (Indien beschikbaar) Acceptable level of impact (ALI) norm
 - Een beter alternatief voor PBR is het gebruik van populatiemodellen gebaseerd op Leslie matrix-modellen om effecten van windparken op populatieniveau te bepalen. Populatiemodellen geven meer inzicht in de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie. Indien beschikbaar voor de relevante soorten, worden in het MER uitkomsten van populatiemodellen gebruikt bij de onderbouwing van effectbeoordelingen. Deze uitkomsten van populatiemodellen worden tegen de soortspecifieke maatlat van de Acceptable Level of Impact (ALI) gelegd.⁴⁴
- Instandhoudingsdoelstellingen
 - Wanneer sterfte van een (vogel)soort uit een Natura 2000-gebied optreedt (en het mogelijk exemplaren betreft die in het Natura 2000-gebied verblijven), zal naast de PBR ook worden getoetst aan de specifieke instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden.

Voor die soorten waarvan de additionele sterfte de 1-procentnorm en/of de PBR nadert, is het van belang om nader te onderzoeken wat de effecten op de staat van instandhouding zijn en deze effecten goed te toetsen op ecologische en juridische aanvaardbaarheid. Bijlage 4 van dit MER gaat hier nader op in.

⁴⁴ De ALI wordt bepaald op basis van de Europese status van de soort, zoals vastgesteld door International Union for Conservation of Nature (IUCN). Per soort zijn vermeld: de internationale staat van instandhouding volgens het IUCN, het geaccepteerde niveau van afname na drie generaties of 10 jaar en de geaccepteerde zekerheid dat die afname door windparkontwikkelingen komt.

Vleermuizen

Vanwege de nog grote kennisleemtes ten aanzien van vleermuissoorten wordt een aantal aannames gehanteerd. Door van worst-case-effecten uit te gaan en mitigerende maatregelen voor te schrijven, worden vleermuislachtoffers zo veel als mogelijk beperkt.

Grijze zeehond, gewone zeehond en bruinvis

Voor de grijze en gewone zeehond en bruinvis wordt getoetst aan de gunstige staat van instandhouding van de soort zoals bedoeld in de Wet natuurbescherming. Tevens wordt getoetst aan de specifieke instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden Voordelta, Deltawateren, Waddenzee en Noordzeekustzone, die instandhoudingsdoelstellingen hebben voor de grijze of gewone zeehond of bruinvis. Voor bruinvissen wordt in afwijking van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) een norm bepaald in KEC 4.0 die overeenkomt met maximaal 5 procent reductie van de huidige populatie.⁴⁵

(Inter)nationale kaders

Verder zal in dit MER aandacht besteed worden aan de internationale kaders:

- de implementatie van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM);
- de voortgang in de aanwijzing respectievelijk aanmelding van beschermde gebieden onder de EU-Vogelrichtlijn en/of de EU-Habitatrichtlijn;
- de status van Marine Protected Areas en Quality Objectives (EcoQO's) in het kader van OSPAR;
- de Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (ASCOBANS);
- Natuur Netwerk Nederland (NNN);
- Soorten en habitats op de OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats⁴⁶.

In de Passende Beoordeling worden effecten gekwantificeerd om uitspraken te kunnen doen over het al dan niet optreden van significante effecten.

4.4.3 Cumulatie van ecologische effecten

De milieueffecten die gepaard gaan met de voorgenomen activiteiten kunnen cumuleren met de effecten van andere plannen, projecten en handelingen. Het is van belang om goed af te bakenen welke plannen, projecten en handelingen meegenomen worden in de cumulatie. In ieder geval dient het te gaan om plannen, projecten en handelingen die leiden tot relevante effecten, dat wil zeggen effecten die samen met de effecten die optreden bij de voorgenomen activiteiten leiden tot een groter totaaleffect.

Voor het onderdeel cumulatie zal gebruik worden gemaakt van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC). In dit afwegingskader is ingegaan op de cumulatieve ecologische effecten van het realiseren van alle windparken conform de uitrol volgens de routekaart windenergie op zee waarbij ook verwachte buitenlandse windparkontwikkelingen zijn meegenomen.

⁴⁵ In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim-doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80 procent van het draagkracht-niveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het Nederlands Continentaal Plat is. Het met grote zekerheid instandhouden van de populatie op minimaal 95 procent van de huidige omvang, met de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030, kan als een veilige keuze worden beschouwd.

⁴⁶ OSPAR Commission (2008) OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Reference Number: 2008-6. (<http://www.ospar.org/documents?d=32794>).

Toetsing cumulatieve effecten: Kader Ecologie en Cumulatie: acceptabele grenzen op populatieniveau

In het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) en bijbehorende actualisaties is onderzocht wat de gecumuleerde ecologische effecten kunnen zijn van bestaande en in aanbouw zijnde windparken op zee met de windparken op zee die volgen uit de routekaart windenergie op zee 2030 inclusief de versnellingsopgave zoals vastgelegd in het Programma Noordzee. Er is daarbij gekeken naar de effecten van windparken binnen en buiten de 12-mijlszone. Doel van het KEC is om te kunnen bepalen of alle windparken samen tot onaanvaardbare negatieve ecologische effecten leiden. Zo nodig kunnen dan voorschriften worden opgenomen in de kavelbesluiten waarmee deze effecten tijdig worden voorkomen of verminderd.

Het gaat in het KEC om mogelijke cumulatieve effecten op enkele soorten gedurende de realisatie van de windparken op zee uit de routekaart windenergie op zee 2030 inclusief de versnellingsopgave zoals vastgelegd in het Programma Noordzee. In de kavelbesluiten voor de verschillende windparken wordt aanvullend gekeken of er locatie-specifieke effecten te verwachten zijn. Daarbij wordt dan ook bepaald welke mitigerende maatregelen genomen zouden kunnen worden om eventuele onaanvaardbare negatieve effecten te voorkomen. Het gaat daarbij om effecten waardoor de populatie van soorten structureel achteruit zou gaan en de natuurlijke veerkracht van de soort aangetast zou worden. De maatregelen om die effecten te voorkomen, kunnen gaan over het beperken van onderwatergeluid door heien, zodat er minder bruinvissen verstoord worden. Een ander voorbeeld kan het stellen van eisen aan de turbines zijn, waardoor de kans op aanvaringssslachtoffers onder vogels en vleermuizen beperkt wordt.

Bij de effectberekeningen is in het KEC ingegaan op die soorten waarvan verwacht wordt dat daar mogelijk significante effecten ontstaan. Dit zijn:

1. Bruinvissen/zeezoogdieren⁴⁷. De effecten van onderwatergeluid op bruinvissen als meest gevoelige soort onder de zeezoogdieren zijn doorgerekend middels een aantal stappen. In beeld komt hoeveel bruinvissen verstoord raken gedurende hoeveel dagen en wat dit voor de populatie betekent gedurende de doorlooptijd van de routekaart.
2. Vogels (zeevogels, kustbroeders en trekvogels). Voor vogels is gekeken naar de effecten van aanvaringen tussen vogels en windturbines, de barrièrewerking en het verlies aan leefgebied als gevolg van de aanwezigheid van de parken.
3. Vleermuizen. Met betrekking tot de aanwezigheid, gedrag en daarmee ook de gevoeligheid van vleermuizen op zee voor (o.a.) operationele windparken staat de kennis nog in de kinderschoenen. Op basis van het oordeel van experts zijn indicatieve schattingen gemaakt van aanvaringen.

Uitgangspunt bij de effectbeoordeling voor soorten is dat de populatie niet structureel achteruit mag gaan. Als dit wel gebeurt, wordt de natuurlijke veerkracht aangetast. Als herstel niet mogelijk blijkt, sterft de soort geheel of in een deel van zijn verspreidingsgebied uit. Vanwege het grote aantal vogelsoorten wordt hierbij eerst gebruik gemaakt van het ORNIS-criterium (1-procentnorm) als 'grove zeef'. Dat wil zeggen dat

⁴⁷ Uit onderzoek blijkt vooralsnog, tot nader onderzoek eventueel anders uitwijst, dat van de groep zeezoogdieren in de context van de zuidelijke Noordzee de bruinvis het meest gevoelig is voor verstoring door onderwatergeluid. Om deze reden wordt verondersteld dat wanneer de bruinvis voldoende beschermd wordt, er ook voldoende bescherming wordt geboden aan de overige soorten zeezoogdieren. Effecten op beschermde vissoorten doen zich, voor zover bekend, pas voor bij geluidbelastingen die hoger zijn dan die waarbij effecten op bruinvissen zijn te verwachten. Om deze reden wordt ervan uitgegaan dat als de bruinvis voldoende beschermd wordt, er ook voldoende bescherming wordt geboden aan de beschermde vissoorten, dan wel de vissoorten die van belang zijn als voedselbron voor beschermde zoogdieren of (zee)vogels.

wanneer voor soorten de extra sterfte lager is dan 1 procent van de natuurlijke sterfte er kan worden aangenomen dat er geen onaanvaardbare effecten op deze soorten plaatsvinden. Voor de soorten waar de extra sterfte hoger is dan 1 procent van de natuurlijke sterfte wordt verder onderzoek gedaan naar de effecten op basis van de best beschikbare beoordelingsmethode (in KEC 4.0 is dit ALI).

Voor bruinvissen wordt aan strengere waarden getoetst dan die zijn overeengekomen in het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas). In het ASCOBANS verdrag wordt gesteld dat een populatie niet onder 80 procent van de draagkracht mag komen. Om met een grote zekerheid vast te kunnen stellen dat de populatie als gevolg van een menselijke activiteit niet minder wordt dan 95 procent van de draagkracht (uit praktische overwegingen gelijk gesteld aan de huidige populatieomvang), is ervoor gekozen om de 5de percentielwaarde van de uitkomsten van de iPCoD-berekeningen als grens te hanteren. Hierdoor kan met een grote zekerheid (een kans van 95 procent) worden gesteld dat de reductie in populatie minder zal zijn dan 5 procent. In werkelijkheid is deze kans groter omdat bij de aannames steeds is gekozen voor een worst case-benadering.

Andere windparken

Belangrijk om in cumulatie te beschouwen zijn de effecten van andere windparken die gerealiseerd zijn en gaan worden, nationaal en internationaal. Ten behoeve van het MER en de passende beoordeling voor het kavelbesluit in het gebied IJmuiden Ver zal het KEC het uitgangspunt vormen.

4.5 Mitigerende maatregelen

Bij het onderzoeken van de effecten van de invulling van de bandbreedte voor elk aspect ontstaat inzicht in de effecten per aspect. Voor elk aspect wordt vervolgens nagegaan of mitigerende maatregelen denkbaar zijn om de omvang van het effect te verminderen of teniet te doen. Waar mogelijk worden effecten met en zonder de maatregelen apart inzichtelijk gemaakt in het MER.

Dit MER dient niet alleen vanuit een worst case benadering vast te stellen wat de maximale effecten van een opstelling binnen de bandbreedte is, maar ook informatie te leveren over de minimale effecten en de mogelijkheden om tot een optimale invulling te komen. Het is immers goed denkbaar dat een enigszins minder ruime bandbreedte op een bepaald aspect aanzienlijk minder milieueffecten zal veroorzaken. Door dit te onderzoeken geeft het MER de informatie die nodig is om de milieueffecten op een volwaardige manier mee te wegen bij het nemen van het kavelbesluit.

5 Morfologie en hydrodynamica

5.1 Beoordelingskader

In Tabel 5.1 wordt voor morfologie en hydrologie een aantal beoordelingscriteria genoemd. Deze criteria hebben alleen of in samenhang met elkaar invloed op de Nederlandse kust en/of hebben een lokale invloed. Het is dus van belang om te weten of en in welke mate het windpark deze beoordelingscriteria beïnvloedt.

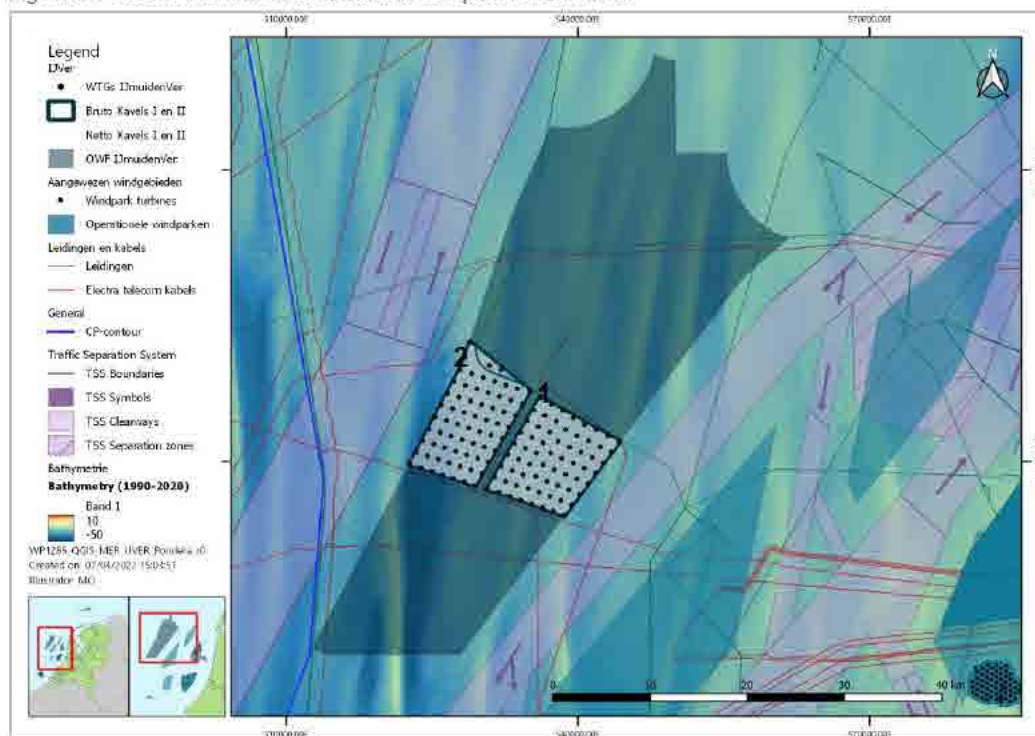
Tabel 5.1 beoordelingscriteria morfologie en hydrologie

Aspect	Beoordelingscriteria
Morfologie en hydrologie	Golven
	Waterbeweging (waterstand en stroming)
	Waterdiepte en bodemvormen
	Bodemsamenstelling
	Troebelheid en waterkwaliteit
	Sedimenttransport
	Kustverdediging

Onderzochte alternatieven

In kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver worden windturbines met een totale maximale capaciteit van 1.000 MW gebouwd. Zie Figuur 5.1 voor de locatie van kavel II.

Figuur 5.1 Locatie van kavel I en kavel II in windpark IJmuiden Ver

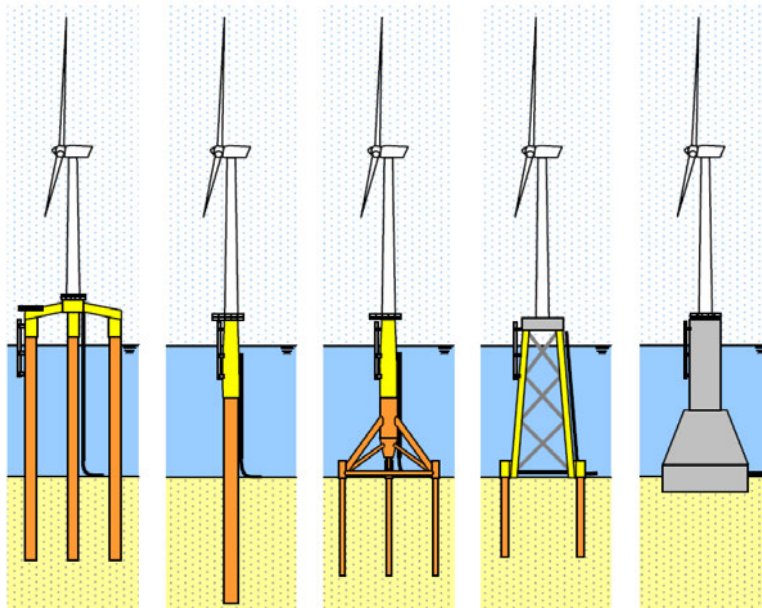


Er zijn in dit hoofdstuk 2 alternatieven beschouwd voor het vermogen van de windturbines; een (laag) vermogen van 15 MW en een (hoog) vermogen van 20 MW per turbine. In het eerste geval zullen er $1000/15 = 67$ windmolens geplaatst worden, in het tweede geval $1000/20 = 50$ om het totaal van 1GW voor kavel II te bereiken.

Voor de fundatie van offshore windturbines zijn verschillende type funderingen mogelijk (zie Figuur 5.2). De meest toegepaste funderingen zijn: monopile, jacket, tripod, tripile, suction bucket en gravity based. Het totaal oppervlak aan fundering (voor het gehele windpark) en erosiebescherming is per funderingstype weergegeven in Tabel 5.2. Bij de berekeningen van de oppervlaktes van de erosiebescherming is uitgegaan van de volgende aannames. De aannames zijn gebaseerd op empirische relaties tussen paaldiameter en benodigd oppervlak dat beschermd dient te worden. De volgende relatie tussen oppervlak en paaldiameter is aangehouden:

- Jacket (4 palen per fundering): erosiebescherming = 5 maal de paaldiameter;
- Monopile (1 paal per fundering): erosiebescherming = 3 maal de paaldiameter;
- Tripod (3 palen per fundering): erosiebescherming = 5 maal de paaldiameter;
- Suction bucket: erosiebescherming = 5 maal de paaldiameter;
- Gravity based (1 paal per fundering): erosiebescherming = 3 maal de paaldiameter.

Figuur 5.2 Type funderingen van offshore windmolens, van links naar rechts: Jacket, Monopile, Tripod, Suction bucket, Gravity Based)



Om de bandbreedte van de milieueffecten van de funderingen in beeld te brengen zijn twee alternatieven onderzocht, waarvan verwacht wordt dat de milieueffecten het meest uiteen zullen lopen. Dit zijn de alternatieven waarbij het plaatsen van de fundering en het aanbrengen van de bodembescherming leidt tot de minste respectievelijk de meeste bodemberoering (zie Tabel 5.2). Waar relevant wordt tevens ingegaan op de andere soorten funderingen.

Tabel 5.2 Totaal oppervlak fundering en erosiebescherming van een windpark met 67 x 15 MW turbines of 50 x 20 MW turbines. Onderstaande afmetingen zijn indicatief bedoeld en kunnen project specifiek afwijken.

Type fundering	Oppervlakte fundering (m ²)	Oppervlakte erosiebescherming per type (m ²)	Totale oppervlakte erosiebescherming (m ²)	Totale oppervlakte (m ²)
Jacket Ø 3,0 m (15 MW)	1.894	679	45.000	47.000
Jacket Ø 5,0 m (20 MW)	3.927	1885	94.000	98.000
Monopile Ø 11,5 m (15 MW)	6.959	831	56.000	63.000
Monopile Ø 15,0 m (20 MW)	8.836	1414	71.000	80.000
Tripod Ø 3,0 m (15 MW)	1.421	509	34.000	36.000
Tripod Ø 5,0 m (20 MW)	2.945	1414	71.000	74.000
Suction bucket Ø 20,0 m (15 MW)	21.049	7540	505.000	526.000
Suction bucket Ø 30,0 m (20 MW)	35.343	16965	848.000	884.000
Gravity BF Ø 40,0 m (15 MW)	84.195	10053	674.000	758.000
Gravity BF Ø 50,0 m (20 MW)	98.175	15708	785.000	884.000

* Weergegeven zijn de totaaloppervlaktes van kavel I met 67 x 15 MW turbines of 50 x 20 MW turbines.

Alternatief 1 (minste bodemberoering, best case): een 15 MW-turbine op een tripod fundering met een doorsnede van 3 meter ter plaatse van de zeebodem.

Alternatief 2 (meeste bodemberoering, worst case): een 20 MW-turbine op een gravity based fundering met een doorsnede van 50 meter of een suction bucket met een doorsnede van 30 meter ter plaatse van de zeebodem.

De beoordelingscriteria worden in de volgende paragrafen besproken.

5.1.1 Golven

Bepalende factoren voor het golfklimaat zijn de kracht en duur van de wind, de strijklengte (dit is de lengte van de open zee waarover de wind waait en een golf kan groeien) en de waterdiepte. Golven kunnen tevens worden opgewekt door niet-lokale windvelden elders, waarna de golven naar het projectgebied propageren. Deze golven zijn vaak wat langer dan de lokaal opgewekte golven en wordt ook wel deining genoemd. Golven spelen een grote rol in de morfologische processen door hun invloed op het zandtransport. Daarbij geldt: des te ondieper het water, des te groter de invloed van de golven op het zandtransport.

Pas vanaf een bepaalde waterdiepte kunnen golven met een specifieke lengte het zand van de bodem in beweging brengen. Deze opwoeling door golven zelf zorgt niet voor grote transporten van zand. Wel maakt de opwoeling door de golven het mogelijk dat bodemmateriaal kan worden getransporteerd door (getij)stromingen die op zichzelf niet sterk genoeg zijn om het zand van de bodem los te maken. De mate van opwoeling is vooral afhankelijk van de eigenschappen van het bodemmateriaal (korrelgrootte, % silt en klei in het zand) en van de grootte van de wrijvingskrachten op het bodemoppervlak (golfhoogte, golfhoogte, waterdiepte).

5.1.2 Waterbeweging (waterstand en stroming)

De waterbeweging wordt bepaald door een samenspel van getij, wind, luchtdruk en golven. De waterstanden in het projectgebied worden voornamelijk gedomineerd door het getij waarbij tweemaal daags hoog- en laagwater voorkomt. Door wind en luchtdruk kunnen de waterstanden tijdelijk enkele tientallen centimeters verhogen/ verlagen.

Het getij zorgt ook voor de grootste stromingen, waarbij langs de Nederlandse kust de vloedstromingen overwegend noordelijk gericht zijn en de eb stromingen zuidelijk. Wind heeft ook effect op de stromingen maar die zijn over het algemeen, zeker in wat dieper water, een orde kleiner dan de getijstroming.

5.1.3 Waterdiepte en bodemvormen

De waterdiepte bepaalt in belangrijke mate de relatieve invloed van golven en getij op de zeebodem en speelt derhalve een grote rol bij morfologische processen.

De zeebodem is over het algemeen niet vlak; in de Noordzee komen een aantal bodemvormen voor die ieder een specifieke lengte en grootte hebben. De grootste bodemvormen zijn zandbanken: deze zijn over het algemeen enkele meters hoog en tientallen kilometers lang, zijn relatief stabiel en migreren nauwelijks tot niet. Zandbanken liggen meestal parallel aan, of onder een kleine hoek met, de dominante getijdestroom. Op die zandbanken kunnen, voornamelijk in waterdieptes groter dan circa 20-25 m, zandgolven aanwezig zijn. Zandgolven zijn overwegend haaks op de getijdestroming georiënteerd, hebben een golflengte van circa 200-1000 m en migreren in de richting van de dominante getijdestroom, in de Noordzee is dat de vloedstroom. Migratiesnelheden van de zandgolven variëren tussen 5-10 m per jaar in de zuidelijke delen van de Noordzee tot 1-2 m per jaar in de noordelijke delen waar de getijdestroom minder krachtig is. Op deze zandgolven kunnen megaribbels aanwezig zijn. Megaribbels hebben een golflengte van 5-15 m en migreren snel (meters per dag/week) onder invloed van golven en de (getij)stroming. De migratierichting is dan ook sterk afhankelijk van de dominante golfrichting en (getij)stroming. Deze veelal mobiele bodemvormen hebben grote invloed op bijvoorbeeld het sedimenttransport maar ook de noodzaak (en noodzakelijke diepte) om kabels in de zeebodem te begraven.

5.1.4 Bodemsamenstelling

De sedimentsamenstelling van de bodem speelt ook een belangrijke rol bij verschillende processen. Zo bepaalt de grootte van het zand, die uitgedrukt wordt in D50, de mediane korrelgrootte, de mate van sedimenttransport. Hoe grover het zand, hoe kleiner het transport en hoe minder gemakkelijk bijvoorbeeld ontgrondingskuilen kunnen ontstaan.

Ook kan het fijnste deel van het sediment, de zogenaamde fijne fractie, een groot effect hebben op het gedrag van de bodem. Deze fijne silt en klei deeltjes zijn 'cohesief': ze plakken aan elkaar waardoor het sediment als geheel minder makkelijk in transport kan worden gebracht. Deze fijne fractie kan uitspoelen onder invloed van golven of wanneer het sediment gebaggerd wordt. Het in suspensie raken van dit fijne sediment zorgt voor vertroebeling (zie volgende paragraaf). Zo heeft de karakteristiek van het sediment grote invloed op het sedimenttransport, het optreden van ontgrondingskuilen (erosiekuilen) en de troebelheid. Tevens is de bodemsamenstelling van belang voor de funderingen van de windturbines en het ingraven van de kabels.

5.1.5 Troebelheid en waterkwaliteit

De troebelheid of helderheid van het water bepaalt de mate waarin licht, dat voor algen en andere organismen belangrijk is, kan doordringen in de waterkolom. De troebelheid wordt bepaald door de aanvoer van slib uit rivieren of vanuit andere delen van de Noordzee, het baggeren- en storten van sediment op zee en de opwerveling door natuurlijke processen (golven/ stroming) en menselijk handelen (visserij/ scheepvaart). Tijdens stormen kan recent afgezet slib onder invloed van waterbeweging opnieuw opwervelen (resuspensie). In de winterperiode is het gehalte zwevend stof over het algemeen hoger dan in het voorjaar en de zomer; het groeiseizoen van de meeste organismen. Hoewel de bijdrage klein is en vooral lokaal effect kan hebben, wordt langs de Nederlandse kust de troebelheid ook beïnvloed door de aanwezigheid van baggerstortlocaties (loswallen), zandwingebieden en bestaande offshore windparken.

5.1.6 Stratificatie

Stratificatie is het beperkt mixen van waterlagen onder invloed van verschillen in dichtheid. Dit verschil in dichtheid kan worden veroorzaakt verschillen in zoutgehalte (halocline) en/of temperatuur (thermocline). In de Noordzee vindt stratificatie o.a. plaats op locaties waar rivieren uitmonden in zee. Het zoete rivierwater heeft een lagere dichtheid dan het zoute zeewater en beweegt zich daardoor over de zoute laag heen. Menging tussen beide lagen wordt bevordert door getij- en golfwerking, turbulentie en wrijvingskrachten op de bodem. Een voorbeeld van thermische stratificatie is te vinden in de diepere delen van de Noordzee, met name nabij de Doggersbank. In de zomermaanden warmt het oppervlaktewater hier dusdanig op, dat er een temperatuurgradiënt ontstaat tussen het oppervlaktewater en de laag / lagen daaronder. In de herfst neemt de buitentemperatuur af en verdwijnt de stratificatie.

Stratificatie heeft invloed op o.a. de beschikbaarheid van nutriënten. De beperkte uitwisseling tussen het oppervlaktewater en de laag / lagen daaronder, zorgt ervoor dat de nutriëntenflux wordt beperkt. Dit heeft effect op o.a. de groei van algen: de nutriënten die door algen in het oppervlaktewater worden verbruikt, worden niet aangevuld uit dieper gelegen lagen. In extreme gevallen kan stratificatie leiden tot anoxische (zuurstofloze) omstandigheden nabij de bodem. In de Noordzee is hier echter geen sprake van.

5.1.7 Sedimenttransport.

Sedimenttransport zorgt voor een herverdeling van grind, zand en slib langs de kust en op zee, met name in noordwaartse (westkust van Nederland) en (noord)oostelijke richting (ten noorden van de Waddenzee). Sedimenttransport treedt op als gevolg van de gezamenlijke werking van golven, stromingen en wind. Door natuurlijke- of menselijke activiteiten (bijv. baggeren, trenchen, visserij) kan het sediment van de bodem worden opgewoeld, waarna het door stroming kan worden getransporteerd. Of sprake is van sedimenttransport is voornamelijk afhankelijk van de beweging van het water en de bodemsamenstelling.

Er kan onderscheid gemaakt worden tussen het transport van zand en slib. Het onderscheid wordt gemaakt op basis van de korreldiameter van zand (0,063 tot 2 mm) en slib (< 0,063 mm). Het onderscheid tussen deze verschillende sedimentfracties is belangrijk omdat deze zich anders gedragen in het water en in de bodem. Het zandtransport vindt voornamelijk langs de bodem plaats en wordt gedomineerd door de maximale stroomsnelheden als gevolg van getij en golven. Slib is meer homogeen verdeeld over de waterkolom en kan al bij lagere stroomsnelheden in transport komen. Deze fractie wordt ook vaak aangeduid als zwevend stof.

5.1.8 Kustverdediging

De kustverdediging bepaald de veiligheid tegen een overstroming van het achterland. De veiligheid van de kust wordt bepaald door de sterkte van de kustverdediging en de belastingcondities die deze aanvallen. De sterkte van de zachte delen van de zeevering (kustzone, strand en duinen) wordt in de beoordelingssystematiek Kustveiligheid bepaald door de aanwezige hoeveelheid zand in de duinen die bijdragen aan de waterkering, het strand en de vooroever. De Basiskustlijn is hierbij maatgevend en mag niet worden overschreden. De hoeveelheid zand fluctueert in ruimte en tijd en is afhankelijk van het gevoerde kustbeleid. Om de kustlijn te handhaven wordt elk jaar gemiddeld circa 12 miljoen m³ sediment gesuppleerd (opgespoten). De mate van afslag en transport van zand uit het kustfundament wordt bepaald door de golven en het getij. Het criterium 'kustverdediging' wordt dus beïnvloed door de andere criteria.

5.2 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

5.2.1 Huidige situatie

De dynamiek van de waterbeweging (hydrodynamica) en de bodemsamenstelling bepalen de dynamiek van zeebodem (morfodynamica). Door korte events (stormen, getijdestromen) kan de bodemligging lokaal wijzigen, door systeemwijzigingen met een langere duur (zeespiegelstijging, lange trends in getijdewerking, trends in voorkomen van stormen) wordt de bodemligging op de langere termijn beïnvloed. Over het algemeen wordt gesteld dat de bodemligging en sedimenttransporten een natuurlijk dynamisch evenwicht vormen met processen die deze sturen (hydrodynamica).

De morfodynamica en hydrodynamica kunnen naast de natuurlijke processen ook beïnvloed worden door menselijke ingrepen, bijvoorbeeld door aanleg van een windmolenpark. Om de effecten van de menselijke ingreep te kunnen kwantificeren dienen deze afgezet te worden tegen de natuurlijke processen en de invloed van deze processen op de zeebodem. In onderliggende sub-paragrafen wordt ingegaan op de belangrijkste processen.

Golven

De golfhoogte in de omgeving van het windenergiegebied varieert sterk in de tijd. Gemodelleerde golfhoogteberekeningen op een 35 jaar tijdserie van DHI (2019) op een locatie in het IJmuiden Verwindpark wijzen op een jaargemiddelde significante golfhoogte H_s (de gemiddelde hoogte van het hoogste 1/3 deel van de golven) van circa 1,4 m en een significante golfperiode T_s (de gemiddelde golfperiode van het langste 1/3 deel van de golven) van circa 6,8 s. Onder extreme condities bedraagt de significante golfhoogte H_{m0} 5,6 m bij een herhalingsstijg van 1 jaar en 7,7 m bij een herhalingsstijg van 50 jaar (DHI, 2019).

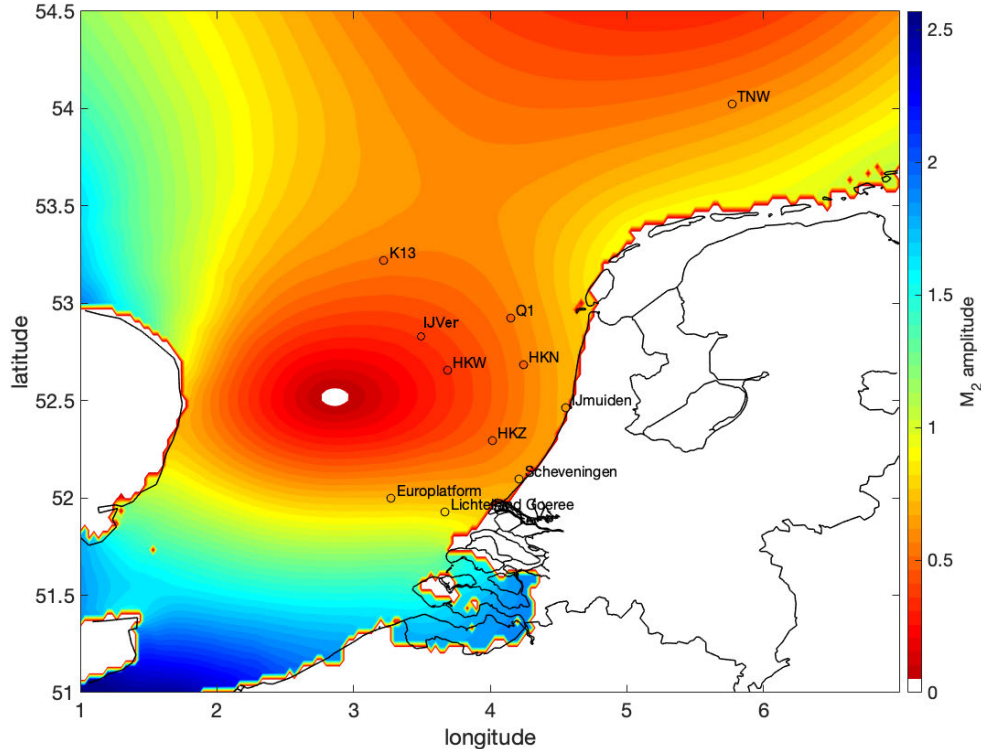
De meeste golven in het windenergiegebied IJmuiden Ver komen uit noordelijke en zuidwestelijke richting. De onderliggende deining, die in de Atlantische Oceaan ontstaat en zich via de noordelijke Noordzee richting Nederland beweegt, komt met name uit het noorden tot noordwesten.

Waterbeweging (waterstand en stroming)

Het gemiddelde getijverschil langs de Hollandse kust neemt toe van noord (Den Helder: 1,4 m) naar zuid (Scheveningen: 1,7 m) en neemt af met toenemende afstand vanaf de kust als gevolg van de aanwezigheid van een amfidromisch punt (een punt waar de getijgolf omheen beweegt en waar het getijverschil zeer gering is. Nabij het windenergiegebied is de getijslag gemiddeld circa 1,4 m (DHI, 2019) en varieert over een doortij-springtij cyclus van circa 14 dagen. Tijdens springtij, wanneer de

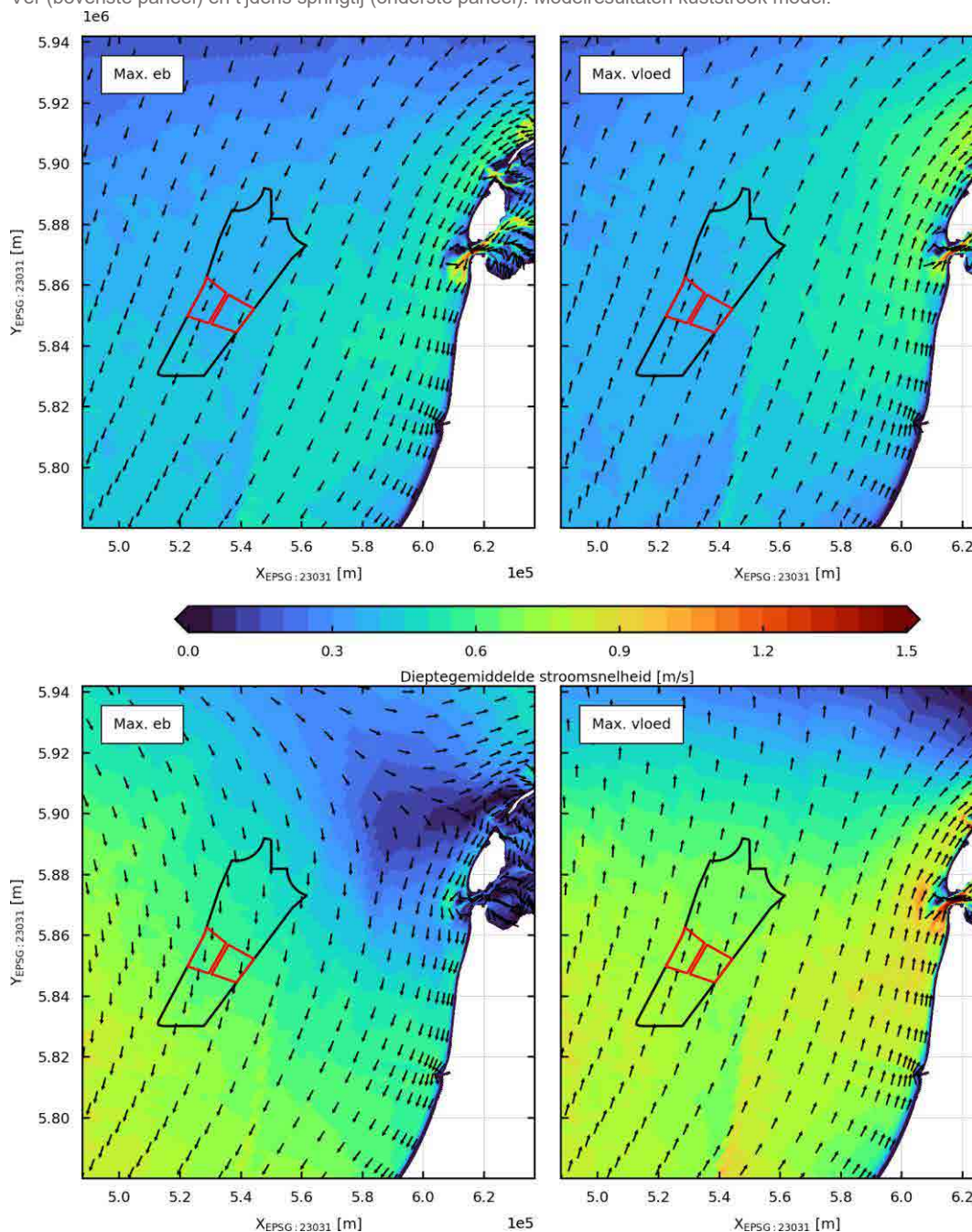
aantrekkingskracht van de zon en maan in elkaars verlengde staan is de getijslag iets hoger en tijdens doortij, wanneer de zon en maan onder een hoek van 90 graden met elkaar staan iets lager. In Figuur 5.3 is weergegeven hoe de M₂-component (de bijdrage van de belangrijkste getijcomponent aan het totale getij; de maan) effect heeft op het getij. In deze figuur is duidelijk het amfidromisch punt zichtbaar.

Figuur 5.3 Ligging van het amfidromisch punt op de Noordzee en verdeling van de getij amplitude van de belangrijkste getij component die bijdraagt aan het getij op de Noordzee (M₂), Bron: WaterProof Marine Consultancy, gebaseerd op TPXO data.



De maximale ebstroom treedt op tijdens laagwater. Bij doortij is de dieptegemiddelde eb en vloed stroming circa 0,35 m/s. Tijdens springtij zijn de stroomsnelheden circa 0,75 m/s (zie Figuur 5.4). De maximale vloedstroom treedt circa 1 uur voor hoogwater op. Omdat de vloedstroom iets groter is dan de ebstroom en de transporten voor het grootste deel door de getijde stroming worden bepaald, vind waarschijnlijk een noordelijk gericht residueel sedimenttransport plaats. Tijdens springtij is duidelijk de invloed van het amfidromisch punt zichtbaar in de stromingsvelden.

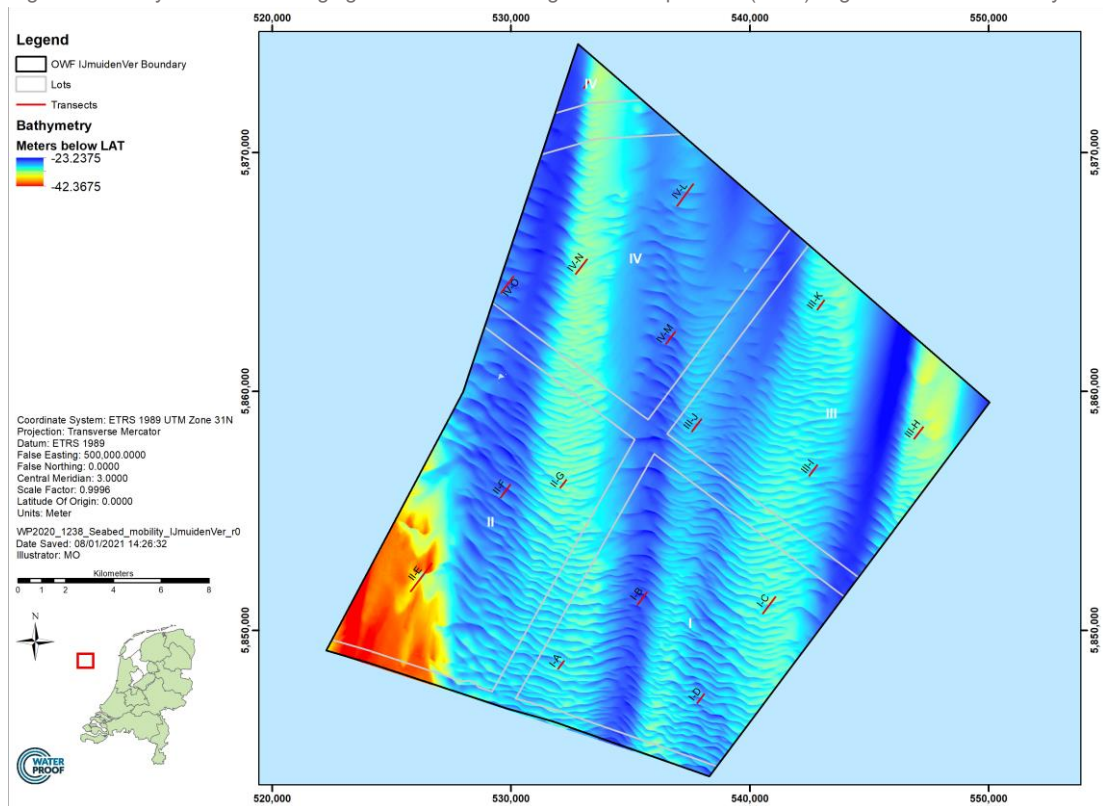
Figuur 5.4 Stroomsnelheden op de Noordzee tijdens maximale getijstroom tijdens doodtij b j windpark IJmuiden Ver (bovenste paneel) en tijdens springtij (onderste paneel). Modelresultaten kuststrook model.



Waterdiepte en bodemvormen

De waterdiepte in het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel II varieert tussen circa -23 m LAT op de aanwezige zandbanken tot circa -43 m LAT tussen de banken in (Figuur 5.5). De bodem is relatief oneffen met een aantal grote en lange zandbanken die het gebied doorkruizen. Deze hebben een hoogte van circa 7-10 m en zijn zuid-noord georiënteerd. De zandbanken zijn over het algemeen zeer stabiel en niet-mobiel (WaterProof, 2022).

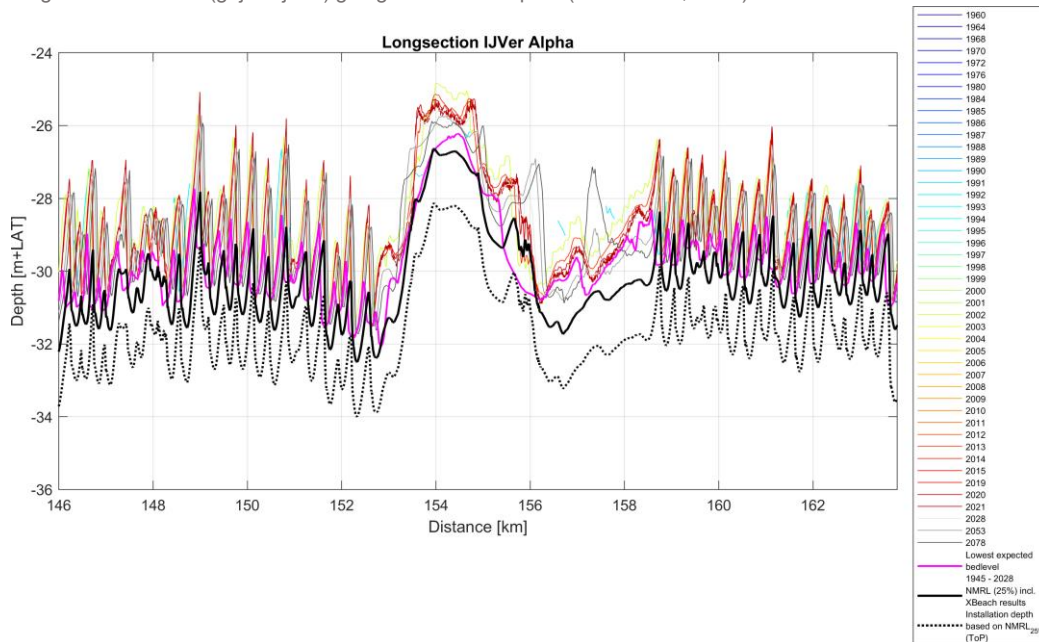
Figuur 5.5 Bathymetrie windenergiegebied IJmuiden Ver gebaseerd op recent (2021) uitgevoerde bodemsurvey.



Op de zandbanken zijn zandgolven aanwezig. De zandgolven hebben een hoogte tot circa 5 m en migreren in noordelijke en noordoostelijke richting. De migratiesnelheid is afhankelijk van de waterdiepte: de zandgolven die op de zandbank aanwezig zijn zullen sneller migreren dan de zandgolven die tussen de zandbanken zijn gelegen. De gemiddelde migratiesnelheid van de zandgolven is in WaterProof (2022) voor de export kabels van IJmuiden Ver bepaald en is in het windpark gebied circa 3 m per jaar.

In het plangebied kunnen megaribbels voorkomen; hiervoor ontbreekt de benodigde resolutie in de bathymetrische data. Deze bodemvormen hebben doorgaans een golflengte van circa 5-15 meter en een hoogte van circa 0,5-1,0 meter. Megaribbels zijn dynamischer dan zandgolven en kunnen tijdens stormen verdwijnen en tijdens rustigere golf periodes weer ontstaan. De hoogte en ligging van de megaribbels is daarmee zeer veranderlijk. De meest kleinschalige (< 0.2 m) bodemvormen (ribbels) reageren het meest direct op de hydrodynamische processen.

Figuur 5.6 Langsdoorsnede van de historische bodemliggingen (gekleurde lijnen) en voorspellingen voor de toekomst langs het kabeltracé (grijze lijnen) gelegen in het windpark (WaterProof, 2022)



Bodemsamenstelling

Over het algemeen bestaat de bodemopbouw in het windenergiegebied IJmuiden Ver uit matig grof tot grof zand (250-350 μm), al is op enkele locaties grofkorreliger sediment aanwezig (tot 500 μm).

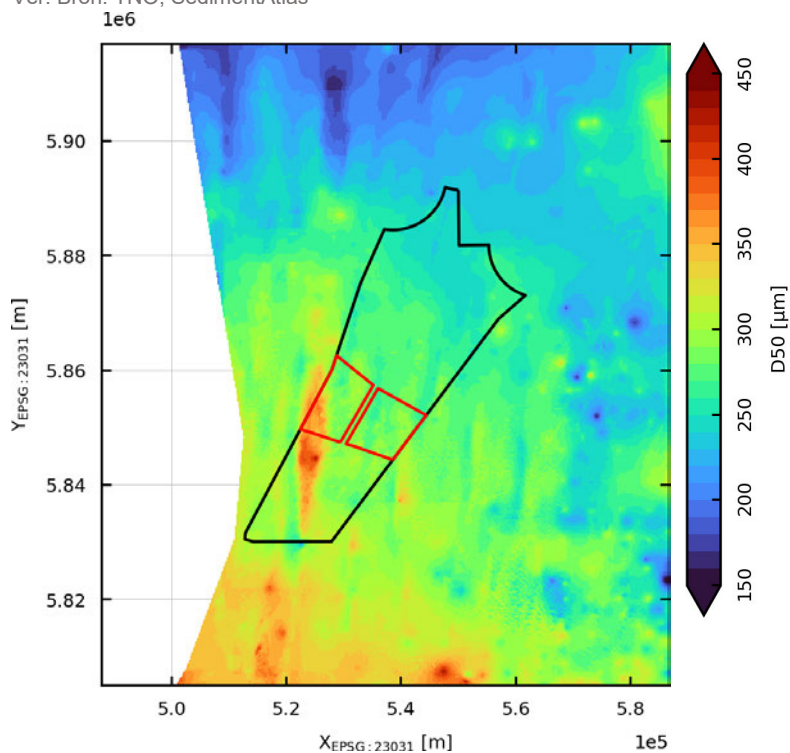
De gemiddelde korreldiameter van zeebodemsediment in de zuidelijke Noordzee vertoont een zekere samenhang met de waterdiepte en de stroomsnelheid. Diepere en verder noordwaarts gelegen gebieden zijn fijnkorreliger dan ondiepere gebieden voor de Hollandse kust (Niessen & Schüttenhelm, 1986). De zeebodem ter plaatse van het plangebied bestaat voor het grootste gedeelte uit matig fijn tot matig grof zand (gemiddelde korrelgrootte (D50) van 250-300 μm) met een zeer laag slibgehalte van vrijwel overal kleiner dan 1% (zie Figuur 5.7 en Figuur 5.8).

Troebelheid en waterkwaliteit

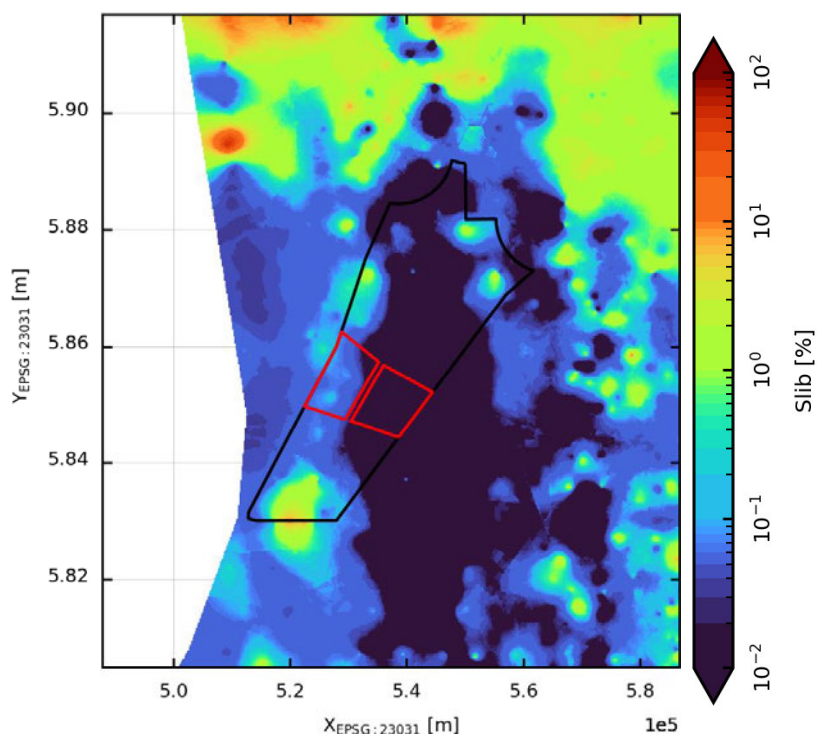
De troebelheid van het water wordt bepaald door het gehalte aan zwevend materiaal in de waterkolom. Wind, getijstroomingen en golven hebben een grote invloed op het gehalte aan zwevend materiaal. Het slibtransport, en daarmee de troebelheid van het water, langs de Nederlandse kust richting de Waddenzee wordt in belangrijke mate bepaald door aanvoer van slib vanuit het Kanaal en de Vlaamse Banken. Dit slib beweegt zich langs de Belgische en Nederlandse kust in een strook van afnemende breedte (Salden, 1998). Langs de Nederlandse kust wordt het slibtransport ook beïnvloed door de aanwezigheid van baggerstortlocaties (loswallen) en zandwingebieden, maar omdat windenergiegebied IJmuiden Ver circa 50-60 km uit de kust is gelegen is het effect daarvan verwaarloosbaar.

De jaargemiddelde troebelheid langs de Nederlandse kust neemt zeewaarts af van 30-50 mg/l op 2 kilometer uit de kust tot 5-10 mg/l op 5 kilometer (Figuur 5.9). Ter hoogte van IJmuiden Ver bedraagt de troebelheid gedurende de winter circa 5-10 mg/l en 3-4 mg/l gedurende gemiddelde zomercondities.

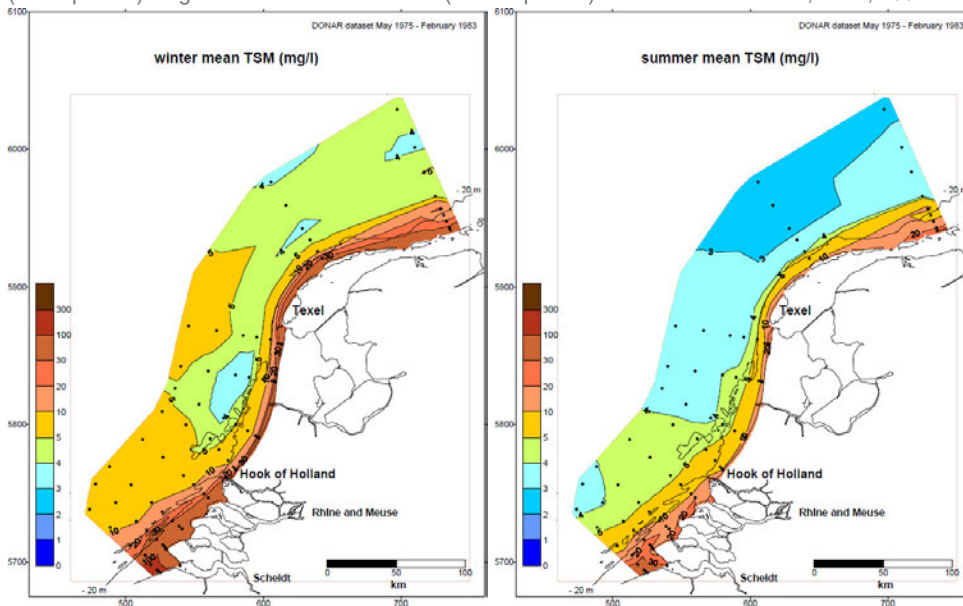
Figuur 5.7 Korrelgrootte (D50) van het sediment in de bovenste laag van de bodem op de Noordzee en op IJmuiden
Ver. Bron: TNO, SedimentAtlas



Figuur 5.8 Percentage slib in het bodemmateriaal (bovenste laag) van het sediment op de Noordzee en op IJmuiden
Ver. Bron: TNO 2012



Figuur 5.9 Gemiddelde concentratie zwevend stof langs de Nederlandse Kustzone voor gemiddelde wintercondities (linker paneel) en gemiddelde zomercondities (rechter paneel). Bron: Sediment Atlas, RIKZ, 2002

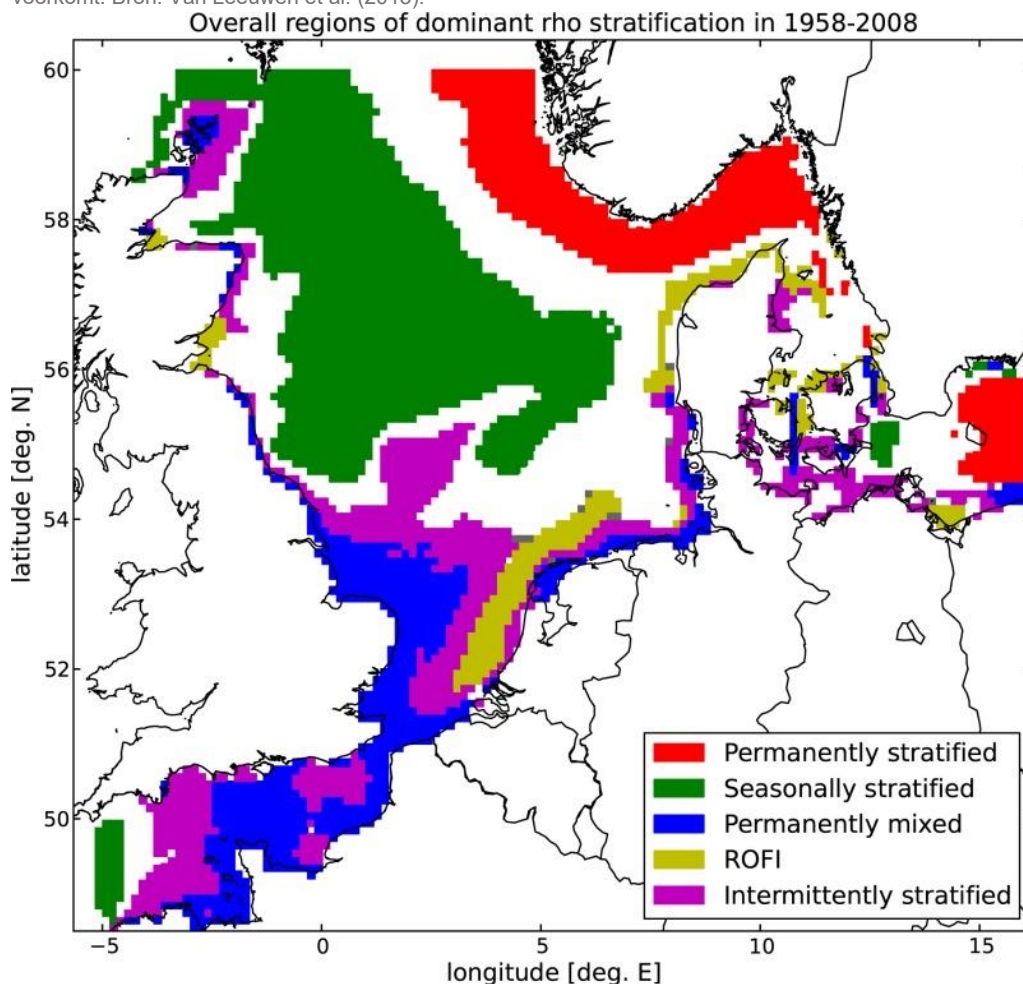


Stratificatie

De mate van stratificatie wordt met name bepaald door het windregime, het golfklimaat (beide zijn van invloed op de menging tussen het oppervlaktewater en de laag / lagen daaronder), de verdeling van temperatuur en zout over de waterkolom en de waterdiepte. In Figuur wordt een overzicht gegeven van de (dominante) typen stratificatie in de Noordzee. Hierop valt te zien dat het Nederlandse deel van de Noordzee met name wordt gekenmerkt door wateren waar geen stratificatie heerst (blauw) en wateren waar dit alleen onder specifieke omstandigheden het geval is (paars). De zone waarin stratificatie ten gevolge van de instroom van zoet rivierwater het dominante type is (geel), strekt zich uit van Zeeland tot boven de Waddeneilanden. Dit type stratificatie is zeer variabel van jaar tot jaar en verschilt per seizoen; het is sterk verbonden met het debiet van met name de Rijn en Maas. Het meest noordelijke deel van de Nederlandse Noordzee wordt gekenmerkt door thermische stratificatie in de zomermaanden. Permanente stratificatie is niet aanwezig in het Nederlandse deel van de Noordzee.

Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op de rand / net buiten het gebied dat onder invloed staat van de instroom van zoet rivierwater uit de Rijn en Maas. Stratificatie ten gevolge van de instroom van zoet rivierwater wordt over het algemeen niet verwacht maar kan soms optreden. Echter, omdat de afstand tot het instroompunt van het zoete water relatief groot is en de mixende werking van golven en getij relatief groot, zijn de mate en duur van stratificatie naar verwachting gering.

Figuur 5.10 Typen stratificatie in de Noordzee (ROFI = Region Of Freshwater Influence). De delen van de Noordzee waaraan geen classificatie is toegekend, worden gekenmerkt door een type stratificatie dat minder dan 50% van de tijd voorkomt. Bron: Van Leeuwen et al. (2015).



Figuur

Sedimenttransport

In algemene zin treden sedimenttransporten op als gevolg van de gezamenlijke werking van golven, stromingen en wind. Golven woelen het sediment van de bodem op waarna het door stromingen kan worden getransporteerd. Of sprake is van sedimenttransport is voornamelijk afhankelijk van de beweging van het water en de bodemsamenstelling.

Het grootste zandtransport vindt voornamelijk plaats in de ondiepe kustzone, waar de golven de bodem opwoelen en door breking sediment getransporteerd wordt. Transporten door golf-geïnduceerde stromingen evenwijdig aan de kust zijn in deze zone dominant. In de diepere delen van de Noordzee, waar het windpark gelegen is, worden de sedimenttransporten voor een groot deel beïnvloed door de migratie van bodemvormen (ribbels, mega ribbels en zandgolven). Omdat de meeste bodemvormen ter hoogte van het plangebied met de residuele getijtransporten in noordoostelijke richting migreren en golven slechts een beperkte bijdrage leveren aan het sedimenttransport op deze waterdieptes, is het netto sedimenttransport noord-oostelijk gericht.

Naast bodemtransport wordt ook voornamelijk slib in de waterkolom getransporteerd. De residuele getijdestroom is ook noordoostelijk gericht. De jaarlijks gemiddelde netto slibflux langs de Nederlandse kust wordt geschat op 10-25 miljoen ton/jaar (De Kok, 2004; Dankers, 2015).

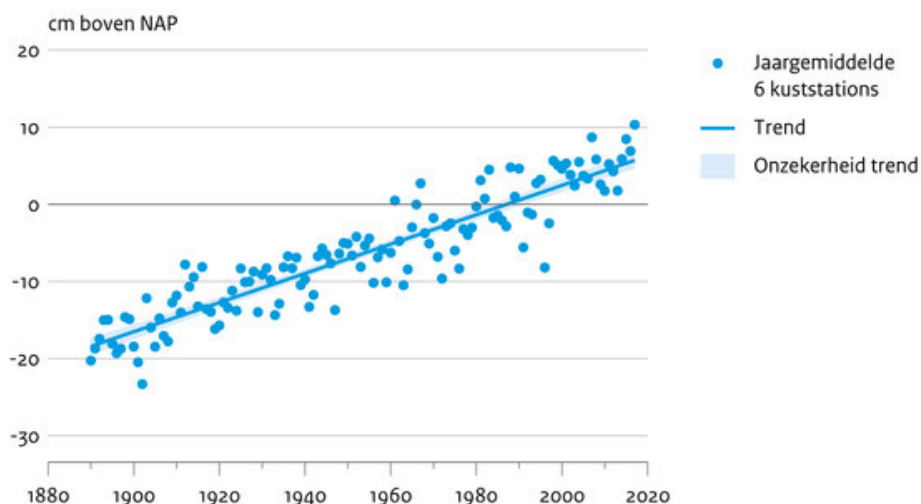
Kustverdediging

De verandering van de Nederlandse kustlijn wordt hoofdzakelijk bepaald door het sedimenttransport langs de kust, waarbij de verhouding tussen aanvoer en afvoer van belang is. Met het huidige beleid van "dynamisch handhaven van de basiskustlijn" wordt waar mogelijk ruimte gegeven aan natuurlijke processen. De zee krijgt binnen zekere grenzen enige speelruimte. Alleen bij aantasting van de basiskustlijn (ligging van de kustlijn op 1 januari 1990) worden maatregelen genomen. In de praktijk betekent dit dat continue zandsuppleties (circa 12 Mm³/jaar) langs de Nederlandse kust worden uitgevoerd om te zorgen dat de basiskustlijn niet wordt overschreden.

Analyse van waterstandsmetingen op de Noordzee laat zien dat de afgelopen 130 jaar de zeespiegel gemiddeld met circa 1,9 mm/jaar is gestegen, zie Figuur 5.11. De stijging wereldwijd is van een zelfde orde grootte. Hoewel op de Noordzee een versnelling van de zeespiegelstijging nog niet zichtbaar is wordt wel verwacht dat deze de komende decennia zal gaan toenemen. Voorspellingen van het IPCC⁴⁸ en KNMI geven verwachtingen van circa 30-80 centimeter stijging t.o.v. de periode 1986-2005 tot aan het einde van de 21^e eeuw in een gunstig scenario en 55-120 cm in een ongunstig scenario.

Figuur 5.11 Gemeten zeespiegelstijging (gemiddelde van 6 kuststations, te weten: Delfzijl, Den Helder, Harlingen, Hoek van Holland, IJmuiden en Vlissingen) op de Noordzee.

Zeespiegel voor kust Nederland



Bron: Deltares; PSMSL; bewerking PBL

PBL/mei18
www.clo.nl/nlo22910

⁴⁸ IPCC, 2021: Climate Change 2022: Synthesis Report. Working Group II contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change

5.2.2 Autonome ontwikkeling

In de autonome ontwikkeling, voornamelijk zeespiegelstijging, doen zich voor de Nederlandse kust geen veranderingen voor die de morfologische en hydrodynamische processen wezenlijk zullen beïnvloeden. De situatie bij voortgaande autonome ontwikkeling wijkt daarom nauwelijks af van de huidige situatie. De meeste van de hiervoor besproken processen zijn het resultaat van een lange termijn ontwikkeling en een zodanig grootschalige setting, dat veranderingen slechts op een grote tijdschaal significant zullen zijn.

5.3 Effectbeschrijving

De effecten van het windpark op het aspect 'morfologie en hydrologie' worden voorspeld aan de hand van de in de vorige paragraaf genoemde beoordelingscriteria. De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn bepaald aan de hand van de in paragraaf 5.1 beschreven beoordelingscriteria. De effecten zijn kwalitatief en waar mogelijk kwantitatief beschreven. Bij de beschrijving is onderscheid gemaakt in effecten tijdens de exploitatie, effecten tijdens aanleg/verwijdering en effecten tijdens onderhoud.

5.3.1 Effecten van de exploitatie

Golven

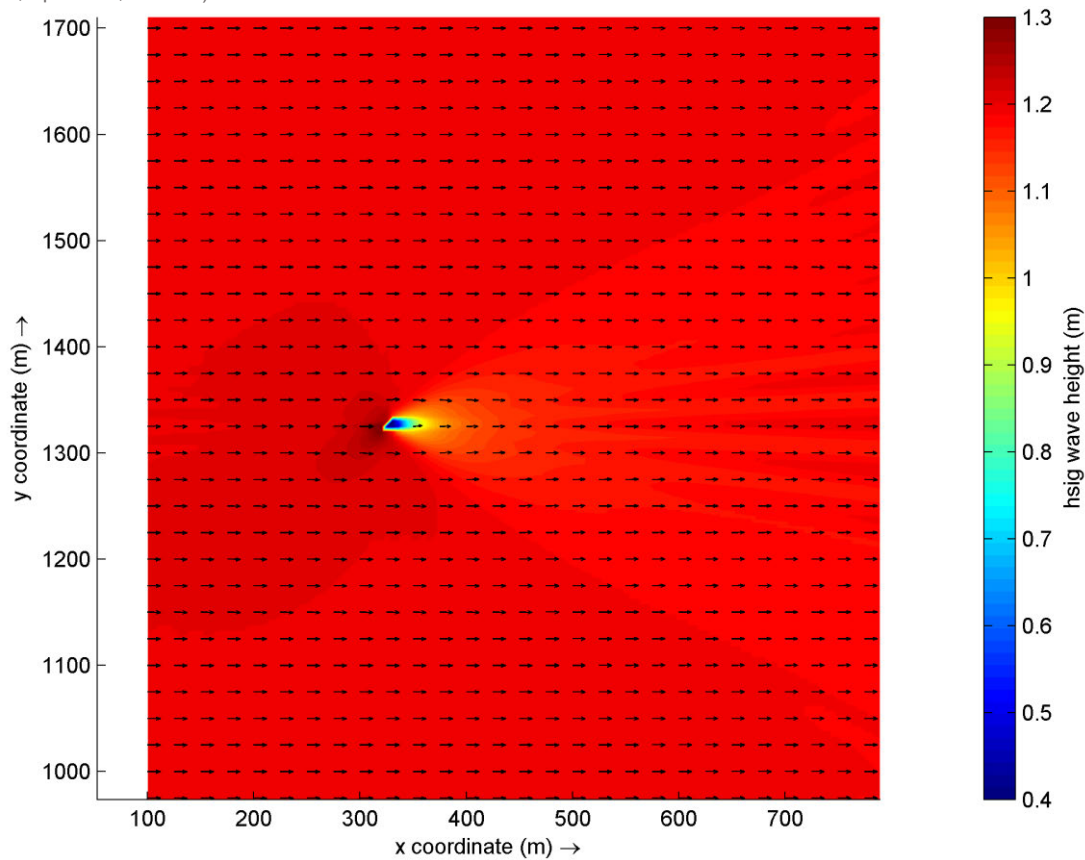
In het windpark zal het golfpatroon rondom de windmolenfunderingen veranderen. De mate waarin het golfpatroon rondom de fundering verandert, is afhankelijk van de openheid van de constructie en de diameter van de fundering. Bij een jacket en tripod fundering is sprake van een open constructie, waardoor golven naar verwachting beperkter worden gehinderd dan bij een gesloten constructie. De mate waarin minder reflectie optreedt is sterk afhankelijk van het ontwerp en moeilijk te kwantificeren.

Bij funderingen waarbij sprake is van dichte constructie, zoals een monopile, suction bucket of gravity based, zal sprake zijn van een kleine verandering van het golfveld. Een dergelijke fundering veroorzaakt golfreflectie aan de loefzijde en golfafscherming aan de lijzijde. Alleen zeer lokaal zal achter een dichte fundering een verlaging van de golfhoogte optreden (Hoffman et al. 1997; Chakrabari, 1987). Middels een SWAN model (derde generatie ondiep water golf model: <http://swanmodel.sourceforge.net/>, zie voor meer informatie Zijl et al. 2021) is het effect van een constructie met een diameter van 10 m op het omliggende golfveld bepaald.

In Figuur 5.12 is het ruimtelijk effect gepresenteerd. De figuur laat zien dat voor de constructie de golven lokaal verhogen (+0,1 m) en dat achter de constructie de golfhoogte lokaal sterk afneemt (-0,5 m). De grootste afname is zichtbaar over een afstand van circa 100 m. Verder achter de constructie is de afname nog maar zeer beperkt (1-2%).

Omdat het effect zeer gering is en alleen lokaal optreedt, wordt het effect neutraal beoordeeld (0).

Figuur 5.12 SWAN modelresultaat: effect van een paal met een diameter van 10 m op het inkomende golfveld ($H_s=1,2$ m, $T_p=6$ sec, $dir=270$)



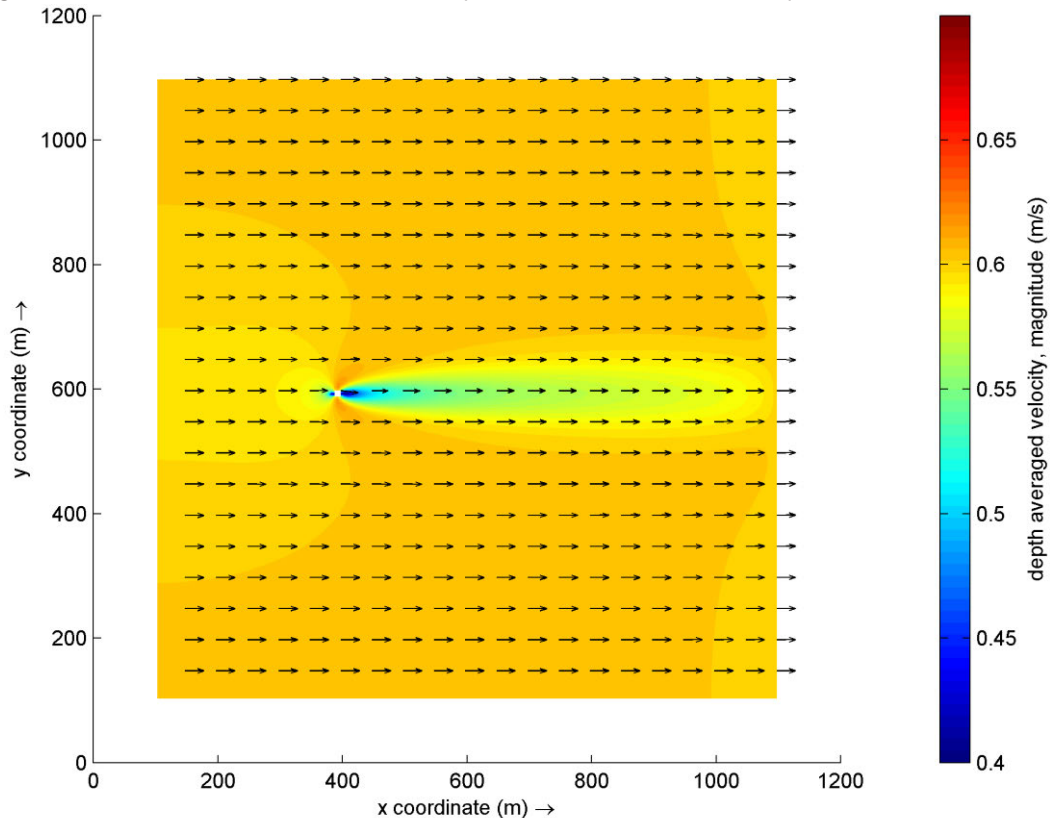
Waterbeweging (waterstand en stroming)

Het windpark heeft ook invloed op de waterbeweging rondom de funderingen. Ook hier is de invloed van de fundering afhankelijk van de openheid van de constructie en de diameter van de fundering. Bij een jacketfundering is sprake van een open constructie, waardoor de waterbeweging minder wordt gehinderd dan bij een gesloten constructie. Het verschil zal naar verwachting echter klein zijn.

Bij funderingen waarbij sprake is van dichte constructie, zoals een monopile, suction bucket of gravity based, zal sprake zijn van een kleine verandering van de waterbeweging. De verandering van het stroombeeld zal alleen lokaal achter de funderingen optreden. Een dichte fundering in een stromingsveld veroorzaakt een kleine verandering van de stroomsnelheid aan weerszijden van de fundering en turbulentie aan de lijszijde van de fundering. Deze veranderingen zijn echter gering. In Figuur 5.13 zijn de gemodelleerde effecten van een monopile met een diameter van 10 m op de diepte-gemiddelde stroming gepresenteerd. Er is gebruik gemaakt van het stromingsmodel Delft3D. De effecten zijn voornamelijk zichtbaar achter de constructie, waar de gemiddelde stroomsnelheden over enkele honderden meters (beperkt) afnemen van circa 0,6 m/s naar 0,55 m/s. In de directe omgeving van de funderingen zijn de afnames zeer lokaal groter (tot 0,40 m/s). Ook kunnen benedenstrooms van de fundering lokaal instabiele turbulente wervels optreden (die niet in het Delft3D model beschouwd zijn). Zijdelijks van de funderingen nemen de stroomsnelheden iets toe (om de afname in stroomsnelheid achter de funderingen te compenseren). Wanneer wordt gekeken naar het volume water dat langs de fundering stroomt, is de afname zeer klein en verwaarloosbaar. De funderingen hebben daarmee geen invloed op de gemiddelde

stroomsnelheid binnen het windpark. Daarvoor is de diameter van de fundering te klein, de ruwheid van de individuele funderingen te klein, de waterdiepte te groot, het aantal funderingen te klein en de onderlinge afstand tussen de windturbines te groot.

Figuur 5.13 Delft3D modelresultaat; effect van een paal met een diameter van 10 m op de stroomsnelheden.



De effecten van alternatief 1 met tripods zal nog kleiner zijn dan de gemodelleerde effecten van een monopile. De effecten op de waterbeweging van alternatief 2 met een gravity base fundering of suction bucket zijn groter doordat de gemiddelde diameter van het deel van de fundering dat zich onder water bevindt aanzienlijk groter is (circa 30 tot 50 m). Gelijk aan de beschouwde monopile in nemen de gemiddelde stroomsnelheden benedenstrooms van de fundering af en kunnen instabiele turbulente wervels optreden. Wanneer er meerdere van dit soort grote constructies op de zeebodem worden geplaatst kan dit effect hebben op de grootschaligere stroming door- en om het windpark heen.

Wanneer we de effecten in perspectief zetten met de algehele dynamica van de waterbeweging die ter plaatse van IJmuiden Ver voorkomt, zijn gezien de beperkte omvang en het lokale karakter, de effecten voor alternatief 1 als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Wel wordt verwacht dat een gravity base fundering of suction bucket een beperkt negatief effect kan hebben. Derhalve scoort alternatief 2 licht negatief (0/-).

Waterdiepte en bodemvormen

De veranderingen in de bodemligging worden veroorzaakt door het sedimenttransport. Het sedimenttransport wordt onder andere beïnvloed door golven, getijstroming en de waterdiepte. Gedurende de levensduur van het windpark zullen voornamelijk de migrerende zandgolven voor de grootste bodemveranderingen zorgen. Verwacht wordt dat lokaal de bodem met 1 tot enkele meters kan

veranderen. De bodemligging waar momenteel de toppen van de zandgolven aanwezig zijn zal in de komende jaren dalen, de troggen van de zandgolven zullen in de tijd opgevuld worden. Bij een typische zandgolflengte van 300 m en een migratiesnelheid van circa 2-4 m/jaar zal het circa 75-150 jaar duren voordat de bodemligging weer op het huidige niveau ligt.

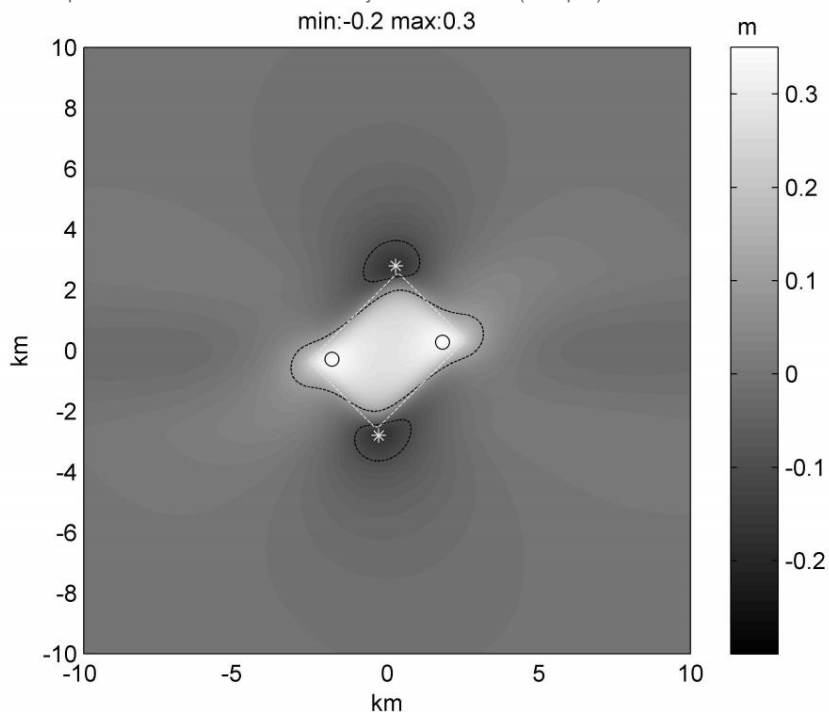
Wanneer grootschalig (op een schaal van tientallen kilometers) wordt gekeken naar de bodemligging van de Noordzee kan gesteld worden dat de bodemligging vrijwel niet verandert (Gaida et al., 2018). De exacte bodemdaling of stijging is daarnaast lastig te bepalen omdat de nauwkeurigheid van de uitgevoerde bathymetrische surveys niet voldoende is om significante effecten te kunnen kwantificeren.

Grootschalige effecten

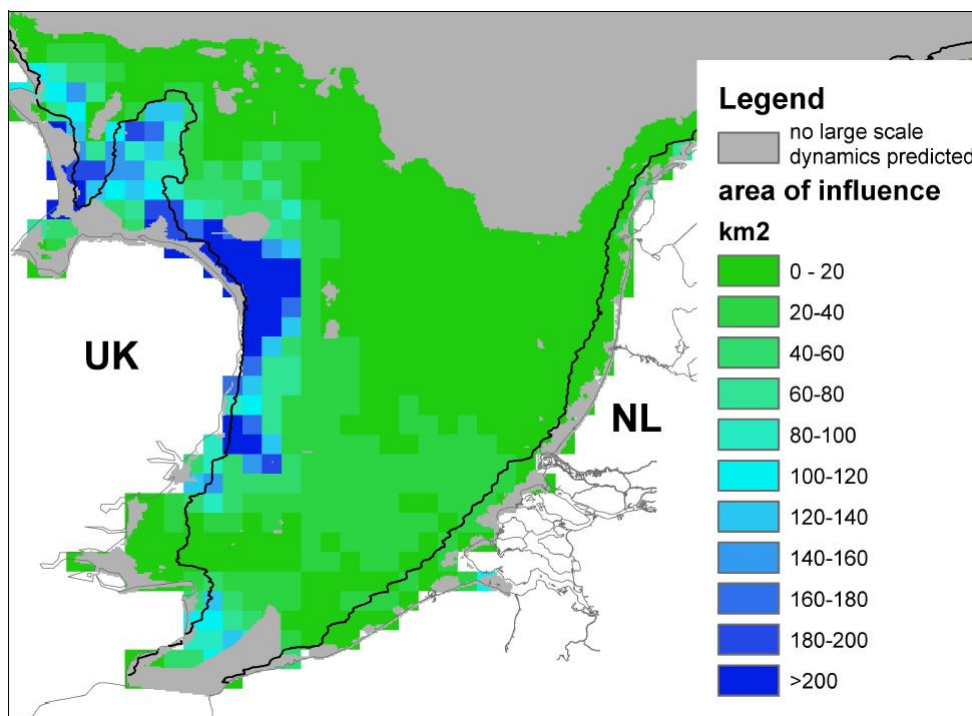
Er is nog niet veel onderzoek beschikbaar naar de grootschalige effecten van een windpark op de bodemligging. In Figuur 5.15 wordt weergegeven welke invloed een fictief windpark heeft op de morfologische ontwikkeling op lange termijn (Van der Veen, 2008). Het windpark in dit voorbeeld heeft een oppervlakte van 12 vierkante kilometer, een onderlinge afstand tussen windturbines van 500 meter en elke turbine heeft een monopile als fundatie met een diameter van 4,5 meter. De funderingen in het voorbeeld zijn gerealiseerd op 30 meter waterdiepte, in een zandbodem met een fijne gemiddelde korrelgrootte (200 μm). Zoals uit Figuur 5.15 blijkt, is de invloed op de morfologische ontwikkeling van een windpark zoals in het voorbeeld gebruikt, gering, vooral wanneer gelet wordt op de levensduur van circa 50 jaar van een windpark (in plaats van 100 jaar zoals in het onderzoek is gemodelleerd). De invloed van een windpark op de bodem is gelegen tussen een lokale toename van de waterdiepte met 0,2 meter (rondom de witte cirkels) en een lokale afname van de waterdiepte van 0,3 meter (rondom de grijze asterisken). Dit effect treedt pas op nadat de funderingen 100 jaar op de zeebodem staan. De gemiddelde stroming in windenergiegebied IJmuiden Ver is vergelijkbaar met het voorbeeld.

In Figuur 5.14 is het te verwachten invloedsgebied gepresenteerd wanneer op de Noordzee op verschillende locaties windparken worden gerealiseerd (Van der Veen, 2008). De figuur laat zien dat het invloedsgebied in het Nederlandse deel van de Noordzee gering is. Op de locatie IJmuiden Ver wordt verwacht dat bij een windpark met een grootte van circa 14 km² en 72 windturbines het invloedsgebied circa 0-20 km² is. Kavel II heeft een oppervlak van circa 80 km², het invloedsgebied zal naar verwachting ook die orde van grootte zijn.

Figuur 5.14 Invloed van een windpark (4 x 3,5 km) op de morfologische ontwikkeling na 100 jaar (Van der Veen, 2008) waarbij de windturbines op een afstand van 500 m uit ekaar staan, de stroomsnelheid maximaal 0,7 m/s is op een waterdiepte van 30 m en de bodem uit fijn zand bestaat (200 µm)



Figuur 5.15 Invloedszone op de zeebodem bij ontwikkeling van een windpark met een grootte van 4 x 3,5 km, waarbij de (72) windturbines op een afstand van 500 m uit ekaar staan (Van der Veen, 2008)

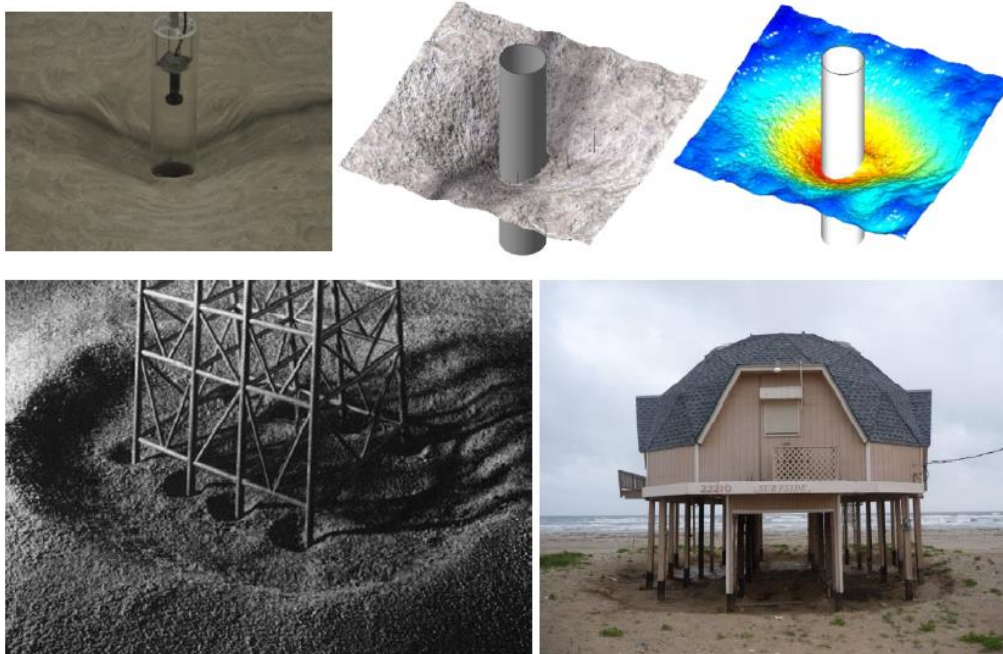


De grootschalige effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn op basis van het voorgaande en op basis van de natuurlijke veel grotere dynamiek als gevolg van bodemvorm migratie vrijwel verwaarloosbaar. De alternatieven zijn ook voor dit criterium niet onderscheidend. De effecten worden neutraal (0) beoordeeld.

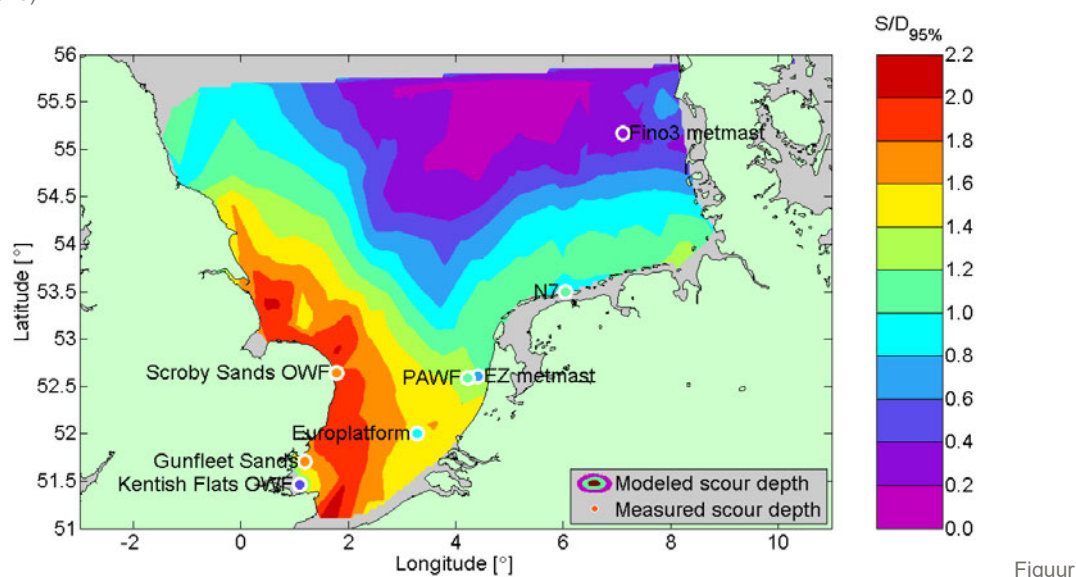
Lokale effecten

Lokaal kunnen de effecten op de bodemligging wel groot zijn. Wanneer geen bodembescherming wordt toegepast gaan ontgrondingskuilen rond de funderingen van de windturbines ontstaan (zie Figuur 5.16). De grootte en diepte van deze ontgrondingskuilen zijn afhankelijk van verschillende parameters: de grootte van de fundering, de lokale stroomsnelheden, de lokale waterdiepte, de plaatsing van de fundering op een zandgolf top of dal, en de bodemsamenstelling. In Figuur 5.17 is een kaart van de Noordzee weergegeven waarop de ontgrondingsdiepte in relatie tot de diameter van de fundering is gepresenteerd. Vergelijkbaar met worden de grootste ontgrondingskuilen verwacht langs de Engelse kust. Ter plaatse van IJmuiden Ver wordt verwacht dat de diepte maximaal circa 1,2-1,4 x de paaldiameter zal zijn. Voor de grootte van de ontgrondingskuil kan een factor van 10x de ontgrondingsdiepte worden aangehouden (Van Rijn, 2010). Wanneer rondom de fundering een bodembescherming wordt aangebracht, wat over het algemeen gedaan wordt nabij de funderingen, zal de ontgraving worden tegengegaan.

Figuur 5.16 Voorbeelden van ontgrondingskuilen die bij funderingen van windmolens kunnen ontstaan (Deltares, 2018)



Figuur 5.17 Kaart waarop de ontgrondingsdiepte versus de paaldiameter is weergegeven voor de Noordzee (Deltares, 2018)



Figuur

Het windpark heeft, als gevolg van de naar verhouding geringe diameter van de fundatie en de erosiebescherming en de grote onderlinge afstand van de windturbines, alleen in de directe omgeving van de fundatie en in het windpark geringe en lokale effecten op de bodemvormen die voornamelijk sediment herverdelen.

Bodemsamenstelling

De samenstelling van de bodem binnen het kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver is vrij uniform. De bodem bestaat uit erodeerbaar sediment, voornamelijk middelgrof zand (250-350 μm). Door de aanleg van de erosiebescherming wordt nieuw materiaal in de vorm van stortsteen geïntroduceerd. Rondom de erosiebescherming kunnen er erosiekuilen ontstaan, maar dat heeft een zeer lokaal effect op de zeebodem rondom de erosiebescherming en geen gevolgen voor de grootschalige zeebodemveranderingen. Dit blijkt ook uit onderzoek dat is gedaan naar de morfologische effecten van het Prinses Amaliawindpark (ACRB, 2013) en onderzoek dat onlangs (2018-2021) door onder andere Deltares in het JIP (Joint Industry Project) is uitgevoerd. De effecten worden daarom neutraal beoordeeld (0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

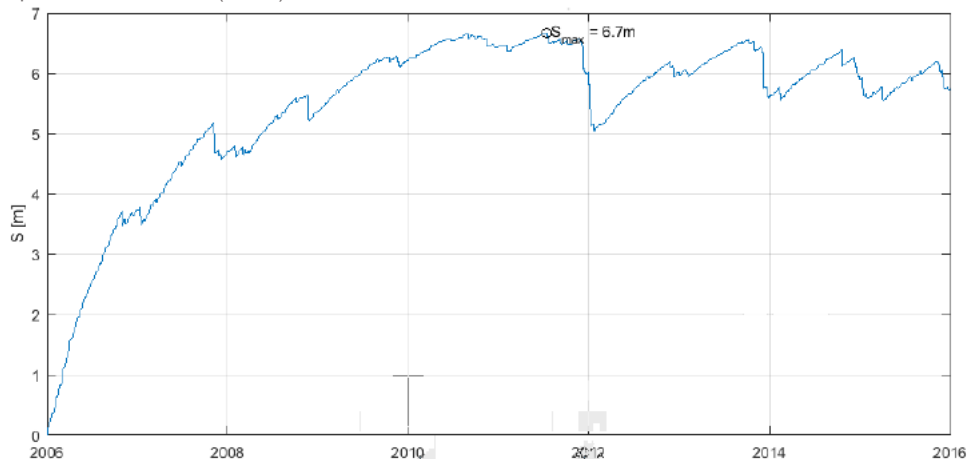
Troebelheid en waterkwaliteit

Tijdens de exploitatie van het windpark wordt geen verhoging van de troebelheid verwacht. Er vinden geen werkzaamheden plaats, die daartoe aanleiding geven. Omdat erosiebescherming (waarschijnlijk) wordt toegepast, zullen slechts beperkt erosiekuilen ontstaan rond de bodembescherming. Deze zullen bovendien zeer geleidelijk in de tijd ontstaan (tijdschaal maanden tot jaren, zie als voorbeeld Figuur 5.18).

De fijne fractie die in het sediment aanwezig is zal daardoor langzaam in suspensie komen, waardoor geen verhoging van de troebelheid plaatsvindt. Hierbij moet worden opgemerkt dat het slibpercentage lokaal hoger kan zijn (tot 25%, zie Figuur 5.8) dan het gemiddelde percentage slib in de Noordzee (2-5%), waardoor (lokaal) meer materiaal in suspensie kan komen. Het effect hiervan zal naar verwachting slechts beperkt zijn. Dit wordt versterkt door onderzoek van Floeter et al. (2017), waarin, op basis van resultaten van een vooronderzoek naar de invloed van een offshore windpark op vertroebeling, wordt geconcludeerd

dat het moeilijk is de vertroebeling die door een windpark wordt veroorzaakt te onderscheiden van natuurlijke vertroebeling.

Figuur 5.18 Gemodelleerde ontwikkeling van de diepte van een ontgrondingskuil (S) in de tijd voor een fundering op windpark Hollandse Kust (noord)



Waterkwaliteit

In de windturbines worden voorzieningen getroffen (o.a. vloeistofdichte voorzieningen en lekbakken) om te voorkomen dat milieuverontreinigende stoffen in het zeewater terecht kunnen komen. Een eventuele verontreiniging van het water wordt dan ook niet verwacht. Het gebruik van zware metalen in opofferingsanodes die gebruikt worden als kathodische bescherming wordt niet toegestaan in het kavelbesluit. Daarmee wordt voorkomen dat bijvoorbeeld zink in het water terecht komt. In voorgaande MER-en voor windenergie op zee is uitgerekend dat mét toepassing van anodes met zink of aluminium de verhoging van de concentratie aluminium/zink in het water (in de ordegröte van 0,002 µg/l) verwaarloosbaar is ten opzichte van de normale achtergrondconcentratie van aluminium (0,5 µg/l) of zink (0,1-2,6 µg/l). De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

Stratificatie

De gevolgen van het plaatsen van windturbines op de stratificatie zijn niet eenduidig. Het is aangetoond dat de plaatsing van een windturbine kan leiden tot een toename van turbulentie aan de zijde van de fundering en dat dit (lokaal) kan leiden tot een (beperkte) afname van de stratificatie (Carpenter et al., 2016). Dit geldt met name voor gebieden waar de stratificatie al zwak is; in een sterk gestratificeerde waterkolom is de turbulente energie niet voldoende om de stratificatie te verbreken. Ook de omvang van een windpark speelt hierin een belangrijke rol. Kleine windparken, in de ordegröte van 10 km, hebben een verwaarloosbaar effect op de grootschalige stratificatie. Bij windparken in de ordegröte van 100 km daarentegen, kunnen de effecten significant zijn.

Het is mogelijk dat de plaatsing van windturbines zal leiden tot een (beperkte) afname van de stratificatie. Echter, omdat het gebied slechts onder beperkte invloed staat van stratificatie en de omvang van het windpark beperkt is, zijn de te verwachten effecten van het windpark op de stratificatie minimaal. De effecten worden daarom neutraal beoordeeld (0).

Sedimenttransport

Het sedimenttransport ondervindt, net als de waterbeweging, als gevolg van de grote onderlinge afstand tussen de windturbines geen invloed van het windpark. Omdat erosiebescherming wordt toegepast, zullen beperkt erosiekuilen ontstaan rond de funderingspalen. Ook dat heeft een zeer lokaal en gering effect op het sedimenttransport (ACRB, 2013). De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

Kustverdediging

De gevolgen van kavel II van IJmuiden Ver voor de kustverdediging moeten worden gezien als een combinatie van de individuele veranderingen op elk van de voorgaande criteria. Daarnaast is de invloed van deze veranderingen op de kustverdediging afhankelijk van de afstand van het windpark tot de kust. De invloed van het windpark ten aanzien van de hiervoor genoemde aspecten is zeer lokaal en gering tot verwaarloosbaar van omvang. Dit in combinatie met de grote afstand van het plangebied tot de kust (circa 60 km) betekent dat het windpark geen effect heeft op de kust, de kustverdediging en/of de maatgevende hoogwaterstand. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

5.3.2 Effecten van de aanleg en verwijdering

Golven

Bij de aanleg en verwijdering van het windpark zal door de aanwezigheid van werkschepen het golfbeeld lokaal in zeer geringe mate veranderen. Een dergelijke verandering kan worden vergeleken met de verandering die optreedt als gevolg van reguliere scheepvaart. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

Waterbeweging (waterstand en stroming)

De waterstand en de stroming zal door de aanwezigheid van werkschepen, bij de aanleg en verwijdering van het windpark, lokaal in zeer geringe (ofwel verwaarloosbare) mate veranderen. Een dergelijke verandering kan worden vergeleken met de verandering die optreedt als gevolg van reguliere scheepvaart. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

Waterdiepte en bodemvormen

Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen van de funderingen, het aanbrengen van de erosiebescherming (eventueel) en het aanleggen van de parkbekabeling de bodem tijdelijk worden verstoord. De verstoring hangt vooral samen met het egaliseren van de bodem ten behoeve van het aanbrengen van de erosiebescherming en het ingraven van de kabels. De effecten die optreden zijn lokaal en van korte duur. De effecten van een gravity based fundering zijn door de omvang van de fundering (Ø 40-50 m) en erosiebescherming (Ø 120-150 m) groter dan bij de andere funderingstypen (zie Tabel 5.2). Nadat de erosiebescherming is aangebracht zal een nieuw evenwicht ontstaan. De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) is niet wezenlijk onderscheidend voor de hydro-morfologische effecten. Bij de verwijdering van het windpark treden dezelfde soort effecten op, maar in geringere mate.

Het ingraven van de parkbekabeling leidt tot verstoring van het bodemoppervlak (de effecten van de kabels die van het park naar land lopen worden in een separaat MER onderzocht). Het verstoorde oppervlak is afhankelijk van de totale lengte van de parkbekabeling en de breedte van de strook die wordt verstoord door het ingraven van de kabel. Afhankelijk van de ingraafdiepte en de gebruikte ingraaftechniek (ploegen, trenchen of een combinatie) zal de verstoorde breedte maximaal 15 meter zijn (breedte van een trencher). Bij de verwijdering van de parkbekabeling treden minder effecten omdat de kabels veelal (afhankelijk van de diepteligging op moment van verwijdering) uit de bodem kunnen worden getrokken.

Bij toepassing van een spanning van 66 kV kunnen circa 3 turbines van 20 MW op een streng worden aangesloten⁴⁹. Dit betekent dat er 60 MW per streng kan worden aangesloten wat neer komt op 4 turbines van 15 MW (alternatief 1) per streng of 3 turbines van 20 MW (alternatief 2) per streng. Voor zowel alternatief 1 en 2 wordt daarom als uitgangspunt genomen dat in totaal 17 strengen nodig zijn. Wanneer deze uitgangspunten worden gehanteerd zal de totale lengte aan parkbekabeling (worst case) neerkomen op circa 170 ±25 km (beide alternatieven vallen binnen deze range).

Om de kans op blootspoelen zoveel mogelijk te beperken worden de strengen over het algemeen zoveel mogelijk in de troggen van de zandgolven begraven. Op deze manier kan zonder dat de kabel heel diep hoeft te worden begraven toch blootspoeling gedurende de levensduur voorkomen worden. Herbegraven van de kabels is namelijk zeer duur en onder andere TenneT hanteert zoveel mogelijk een strategie waarbij de kabels initieel diep worden begraven en zo de kans zeer klein is dat herbegraven noodzakelijk is (bury-and-forget methode). Zeer recent (2018) is er optimalisatie software ontwikkeld om in detail te bepalen wat de optimale route van de funderingen naar het transformatorplatform is waarbij de kosten als functie van prijs per meter kabel, ingraven, onderhoud, begraafdiepte, etc. wordt bepaald. De kabellengte wordt (gebaseerd op de ervaringen bij Borssele I en II) daardoor circa 20% langer dan wanneer in een rechte lijn een kabel tussen transformator en windmolen wordt aangelegd. Het (tijdelijk) verstoorde oppervlak ligt daarmee rond de 170 km x 15 m breed + 20% = 310 ha. Dit oppervlak wordt slechts kortdurend verstoord, namelijk wanneer de trencher die de kabel ingraaft voorbij rijdt. Het effect van zo'n trencher op de zeebodem is zeer beperkt (lage druk rupsbanden).

Om bovenstaande redenen zijn de effecten op waterdiepte en bodemvormen neutraal beoordeeld (0).

Bodemsamenstelling

Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen en heien van de funderingspalen, het aanbrengen van de erosiebescherming en het aanleggen van de parkbekabeling de bodem worden omgewoeld. Dit heeft resuspensie (opwoeling) van sediment tot gevolg. Dit sediment zal voor een deel met de stroom worden meegevoerd en elders weer sedimenteren. Het effect is gering in relatie tot de natuurlijke dynamiek van de bodem. Na korte tijd zal een nieuw evenwicht ontstaan. De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) is niet wezenlijk onderscheidend voor de hydro-morfologische effecten.

Door de aanleg van erosiebescherming wordt nieuw substraat in de vorm van stortsteen geïntroduceerd. De erosiebescherming wordt uitsluitend zeer lokaal (rond de fundering) toegepast. De effecten worden neutraal beoordeeld (0). De alternatieven zijn niet onderscheidend.

Troebelheid en waterkwaliteit

Bij de aanleg van het windpark zal tijdens het plaatsen en heien van de funderingspalen, het aanbrengen van de erosiebescherming en het aanleggen van de parkbekabeling tijdelijk een verhoging van de troebelheid optreden.

De hoogste vertroebeling zal optreden wanneer de kabels middels mass-flow excavation worden begraven. Bij die methodiek wordt sediment door waterjets gefluïdiseerd waardoor de kabel in het sediment zakt. Er kan daarbij vanuit worden gegaan dat de gehele fijne fractie uitspoelt. Wanneer wordt verondersteld dat de kabels middels mass-flow worden begraven op een diepte van 2 m onder de

⁴⁹ Tennenet. 2015. 66 kV Systems for Offshore Wind Farms. Report No.: 113799-UKBR-R02, Rev 2. 05-03-2015

zeebodem zal per meter kabel circa 5 m^3 worden gefluidiseerd. Bij een percentage slib van circa 2% (conservatief) en een dichtheid van 1600 kg/m^3 zal er dan circa 160 kg slib worden opgewerveld. Bij een conservatieve begraafsnelheid van 3 m/minuut is dit 640 kg/minuut. Lokaal zal de concentratie slib daardoor verhogen maar wanneer op grotere schaal wordt gekeken neemt de concentratie in de slibpluim snel af. Op een afstand van 500 m zal deze gereduceerd zijn tot een diepte-gemiddelde concentratieverhoging van circa 8 mg/l (aangenomen pluimbreedte 100 m, diepte 25 m, stroomsnelheid 0,5 m/s). Deze verhoging treedt alleen op tijdens het begraven. Na aanleg zal de concentratie verhoging niet meer aanwezig zijn. Gezien het lage slibgehalte van de bovenste 5 meter zeebodemsediment (< 2%) zal veel van het opgewoelde sediment snel weer bezinken. Ook uit modelberekeningen voor de BritNed kabel (Royal Haskoning, 2005) is gebleken dat de gemiddelde lokale toename aan zwevend stof bij trenchen beneden de 5 mg/l ligt met maxima van circa 20 mg/l.

Deze verhoging van de troebelheid valt ruimschoots binnen de grenzen van de natuurlijke dynamiek van de Noordzee. De troebelheid van zeewater is in normale situaties ongeveer 4-5 mg/l (zie tevens Figuur 5.9), maar kan tijdens storm lokaal oplopen tot 1.000 mg/l. Het totale effect is klein omdat het effect zeer lokaal en gedurende een korte periode optreedt. Bij de verwijdering van de parkbekabeling kunnen de kabels veelal (afhankelijk van de diepteligging op moment van verwijdering) uit de bodem worden getrokken waardoor minder vertroebeling optreedt.

Bij een gravity based fundering wordt met een sleephopperzuiger een put gegraven van circa 50x50x4 m (lengte x breedte x diepte), waarin grind wordt gestort. Hierop zal de gravity based fundering worden geplaatst, waarna vervolgens de put rondom de fundering weer wordt vol gestort. Tijdens het graven en vullen van deze putten zal de troebelheid toenemen door de verhoogde slibconcentratie. Ook hier is sprake van een lokaal en tijdelijk effect.

De aanlegwijze van de fundatie (intrillen, heien, boren of suction) en de begraafwijze van de kabels (trenchen, jetten of mass-flow excavation) is niet wezenlijk onderscheidend voor de effecten. Dit geldt ook voor het verwijderen van de gravity based fundering; ook hier zijn de effecten gering. De effecten worden om bovenstaande redenen neutraal beoordeeld (0). Bij de beoordeling is, gezien de geringe omvang en tijdelijke aard van de effecten, geen onderscheid gemaakt tussen de alternatieven.

Stratificatie

De grootschalige stratificatie zal, indien deze aanwezig is, slechts beperkt worden verstoord tijdens de aanleg en verwijdering van het windpark. Lokaal kunnen grotere effecten optreden, al zal dit door de relatief korte tijdsperiode waarin de werkzaamheden plaatsvinden, niet leiden tot significante effecten. De effecten worden als neutraal beoordeeld (0).

Sedimenttransport

Het sedimenttransport zal, door de verhoging van de troebelheid bij de aanleg en verwijdering van het windpark, een beperkte verhoging vertonen door het extra transport van opgewoeld sediment. Dit geldt met name voor het alternatief waarbij een gravity based fundering wordt toegepast (zie troebelheid en waterkwaliteit). Deze verhoging valt binnen de grenzen van de natuurlijke dynamiek. De effecten worden neutraal beoordeeld (0). Bij de beoordeling is, gezien de geringe omvang en tijdelijke aard van de effecten, geen onderscheid gemaakt tussen de alternatieven.

Kustverdediging

De gevolgen van aanleg en verwijdering van het windpark voor de kustverdediging moeten worden gezien als een combinatie van de individuele veranderingen op elk van de voorgaande criteria. Daarnaast is de invloed van deze veranderingen op de kustverdediging afhankelijk van de afstand van het windpark tot de kust. De invloed van de aanleg (en verwijdering) van het windpark ten aanzien van de hiervoor genoemde aspecten is zeer lokaal en verwaarloosbaar. Dit in combinatie met de grote afstand van het plangebied tot de kust (circa 60 km) betekent dat de aanleg en verwijdering van het windpark geen effect heeft op de kust, de kustverdediging en/of de maatgevende hoogwaterstand. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

5.3.3 Effecten van onderhoud

Er wordt naar gestreefd om per windturbine één keer per jaar gepland preventief onderhoud uit te voeren. Het onderhoud wordt zoveel mogelijk gebundeld en zal bij voorkeur in de zomermaanden plaatsvinden. Afhankelijk van het type werkzaamheden zal het onderhoud met één of meerdere onderhoudsschepen worden uitgevoerd. Te gebruiken en vrijkomende materialen (bijvoorbeeld olie en vetten) worden geconditioneerd aangevoerd, toegepast en afgevoerd. Hiermee wordt voorkomen dat deze stoffen in het milieu terechtkomen. Het onderhoud heeft geen effect op de beoordelingscriteria. De effecten worden neutraal beoordeeld (0).

5.4 Effectbeoordeling

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, het gebruik, de verwijdering en het onderhoud van het geplande windpark en de kabels zijn zeer beperkt van omvang. Daarnaast zijn de effecten tijdens de aanleg en verwijdering tijdelijk van aard. De veranderingen, voor zover deze optreden, zijn zeer gering in vergelijking met de natuurlijke dynamiek van het gebied. Door de relatief geringe afmetingen van de funderingspalen, de relatief grote onderlinge afstand tussen de windturbines en het aantal windturbines gaat het om zeer lokale veranderingen. De invloed beperkt zich tot de directe omgeving van de funderingspalen en het parkbekabelingtracé en is van tijdelijke aard. Alleen bij een gravity based en suction bucket fundering zijn de effecten als gevolg van de grotere dimensies van de fundering iets groter en scoort daarmee licht negatief. In Tabel 5.3 zijn de effecten van het windpark en het kabeltracé (interne bekabeling) weergegeven.

Tabel 5.3 Effectbeoordeling morfologie en hydrologie.

Aspect (gedurende aanleg, onderhoud en exploitatie)	Alternatief 1 (15 MW)	Alternatief 2 (20 MW)
Golven	0	0
Waterbeweging (waterstand en stroming)	0	0/-
Waterdiepte en bodemvormen	0	0
Bodemsamenstelling	0	0
Troebelheid en waterkwaliteit	0	0
Stratificatie	0	0
Sedimenttransport	0	0
Kustverdediging	0	0

5.5 Cumulatie

Uit de effectbeschrijving blijkt dat er geen wezenlijke effecten optreden. Alle effecten zijn zeer lokaal en verwaarloosbaar. Daarnaast zijn de effecten tijdens aanleg, onderhoud en verwijdering zeer tijdelijk. Bij de eventuele verdere invulling van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen nagenoeg dezelfde lokale, tijdelijke en verwaarloosbare effecten optreden.

Op het schaalniveau van het windenergiegebied IJmuiden Ver zal het effect op morfologie en geologie neutraal zijn. Uit recente studies is echter gebleken dat zeer grootschalige ontwikkeling van windenergie op de Noordzee mogelijk effect kan hebben op (het mengen van) stratificatie (Carpenter 2016, Van Duren et al. 2021) en de waterbeweging en morfologie (Van der Veen 2008, Boon et al. 2018). In welke mate de effecten ten aanzien van deze aspecten optreden en welke doorwerking dit heeft op overige geologische en ecologische processen is echter hoogst onzeker, onder andere vanwege de onzekerheden die met de modelvoorspellingen en de beschikbare onderliggende data gemoeid gaan (Van Duren et. al 2021).

Daar komt bij dat de veranderingen op het gebied van hydro-morfologie zeer beperkt zijn, veelal van korte duur en 1 a 2 ordes kleiner dan de natuurlijke variatie in de hydro-morfologie.

De effecten ten aanzien van cumulatie op het niveau van het windenergiegebied IJmuiden Ver worden dan ook als neutraal beoordeeld (0).

5.6 Mitigerende maatregelen

Er treden bij geen van de beoordelingscriteria wezenlijke effecten op. Alle effecten zijn zeer lokaal en verwaarloosbaar. Daarnaast zijn de effecten tijdens aanleg, onderhoud en verwijdering zeer tijdelijk. De noodzaak van mitigerende maatregelen is dan ook niet aanwezig.

5.7 Leemten in kennis

Er is nader onderzoek nodig ten aanzien van de mogelijke effecten op stratificatieprocessen en waterbeweging van een grootschalige (internationale) ontwikkeling van windenergie op de Noordzee. In Van Duren et. al 2021 is reeds een goede aanzet gedaan voor het gecumuleerd in kaart brengen van de ontwikkelingen van windparken op de Noordzee. Zij geven echter een aantal belangrijke aanbevelingen om nader onderzoek naar de gecumuleerde effecten uit te voeren. De daadwerkelijke impact op de stratificatieprocessen en waterbeweging in de Noordzee van ontwikkelingen op het Nederlands continentaal plat zijn niet eenduidig te benoemen.

6 Vogels en vleermuizen

6.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de mogelijke effecten voor vogels en vleermuizen. Het hoofdstuk maakt gebruik van informatie uit het rapport dat door Bureau Waardenburg is opgesteld en dat in bijlage 4. Daarnaast heeft Bureau Waardenburg specifiek voor de Jan-van-gent een aanvullende analyse gedaan naar het aantal slachtoffers op basis van recent gemodelleerde vogeldichtheden (Waggitt et al. 2020) en recent verworven data voor locatie-specifieke uitwijkpercentages van Jan-van-gent (bijlage 5). Dit hoofdstuk is te beschouwen als een samenvatting van beide rapportages van Bureau Waardenburg. Voor meer informatie en achtergronden wordt verwezen naar deze rapporten.

In paragraaf 6.2 wordt beschreven welke alternatieven worden beschouwd in dit hoofdstuk. Paragraaf 6.3 geeft het kader voor de beoordeling weer. Paragraaf 6.4 geeft een beschrijving van de huidige situatie en autonome ontwikkeling, waarna in paragraaf 6.5 de effectbeschrijving aan bod komt. Vervolgens komen in respectievelijk paragraaf 6.6, 6.7 en 6.8 de conclusie, cumulatie en mitigerende maatregelen aan de orde. Paragraaf 6.9 en 6.10 sluiten af met leemten in kennis en grensoverschrijdende effecten.

De toetsing aan de Wet natuurbescherming (Wnb) gebeurt voor soorten in bijlage 8 en voor gebieden in bijlage 9 (Passende Beoordeling).

6.2 Te beschouwen alternatieven/bandbreedte

In kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver worden windturbines met een totale maximale capaciteit van 1 GW gebouwd. De vergunninghouder kan in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie, binnen de bandbreedte die is aangegeven in het kavelbesluit. Om tot een goede inschatting te komen van de effecten van mogelijke initiatieven binnen de kavel worden de effecten op vogels en vleermuizen bepaald voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbintypes (zie Tabel 6.1). Deze specificaties garanderen een worst case benadering van effecten. Daarbij gaat het met name om het verschil in rotordiameter (minimum 236 en maximum 280 meter) en het verschil in aantal turbines (minimaal 50 en maximaal 67 turbines).

Tabel 6.1 Kenmerken van de te onderzoeken alternatieven voor vogels en vleermuizen

Alternatief	Turbine vermogen	Aantal turbines	Indicatief MW	Turbine tiplaagte (m)	Ashoogte (m)	Rotordiameter (m)
Worst-case	15	67	1.000	25	143	236
Best-case	20	50	1.000	25	165	280

Uitgangspunt is dat de turbines driebladig zijn, zoals de gangbare techniek momenteel is. Om ook het effect van tweebladige turbines in beeld te brengen, wordt ook een paragraaf specifiek aan tweebladige turbines besteed.

6.3. Beoordelingskader

De beoordeling van effecten van de verschillende alternatieven is erop gericht om op een gestructureerde manier inzicht te geven in de effecten van de installatie, het gebruik en het verwijderen van windparken volgens de voorgestelde configuratie (exclusief kabeltracés). De uitgangspunten voor het beoordelingskader zijn:

- goede aansluiting bij nationaal en internationaal natuurbeleid (zie ook paragraaf 2.1 en 2.2 van dit MER);
- goede aansluiting bij nationale en internationale wet- en regelgeving;
- eenduidige en herkenbare eenheden, waar mogelijk gekwantificeerd;
- heldere plaatsing van de effecten van het voorgenomen park in cumulatie met effecten van andere parken en ontwikkelingen.

Naast dat windparken effecten op vogels hebben in de gebruiksfase, kunnen ook tijdens de aanleg en verwijdering van turbines effecten optreden. In onderhavig hoofdstuk worden de effecten van twee windparkalternatieven in kavel II behandeld tijdens deze drie verschillende stadia. Er wordt onderscheid gemaakt in drie groepen vogels:

- niet-broedende lokale zeevogels;
- broedende (kolonie)vogels;
- vogels op seizoenstrek.

Ook wordt het effect beschouwd op vleermuizen tijdens de aanleg-, gebruiks- en verwijderingsfase. Voor het beoordelingskader vogels en vleermuizen zie Tabel 6.2.

Tabel 6.2 Beoordelingskader vogels en vleermuizen

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
VOGELS	
<u>Aanleg windpark (constructiefase)</u>	
Verstoring aanleg fundering	Aantal verstoorde vogels
Verstoring door scheepvaart	Aantal verstoorde vogels
<u>Gebruik windpark (operationele fase)</u>	
Lokaal verblijvende niet-broedvogels	
Aanvaringsrisico	Aantal vogelslachtoffers
Barrièrewerking	Kwalitatief effect van omvliegen
Habitatverlies	Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers
Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines, onderhoud en habitatverandering door veranderd gebruik	Aantal verstoorde vogels
Broedende (kolonie)vogels	
Aanvaringsrisico	Aantal vogelslachtoffers
Barrièrewerking	Kwalitatief effect van omvliegen

Habitatverlies	Habitatverlies omgerekend naar aantal vogelslachtoffers ⁶⁰
Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud	Aantal verstoorde vogels
Vogels op seizoenstrek	
Aanvaringsrisico	Aantal vogelslachtoffers
Barrièrewerking	Aantal kilometers omvliegen
Habitatverlies	Aantal km ² van het foerageergebied
Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud	Aantal verstoorde vogels
Verwijdering windpark (verwijderingsfase)	
Verstoring door verwijderen kabeltracé en fundering	Aantal verstoorde vogels
Verstoring door scheepvaart	Aantal verstoorde vogels
VLEERMUIZEN	
Aanvaringsrisico	Aantal vleermuisslachtoffers
Barrièrewerking	Kwalitatief effect van omvliegen
Habitatverlies	Aantal km ² van het foerageergebied
Indirecte effecten door aanwezigheid windturbines en onderhoud (tijdens zowel aanleg-, exploitatie- en verwijderingsfase)	Kwalitatief effect van aanwezigheid windturbines en onderhoud

Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een +/- score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit Tabel 6.3 gehanteerd. Indien de effecten marginaal zijn, wordt dit in de voorkomende gevallen aangeduid met 0/+ (marginaal positief) of 0/- (marginaal negatief).

Tabel 6.3 Scoringstabel voor effecten

Score	Effect	Gevolgen
++	Sterk positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden.
+	Positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden.
0	Neutraal effect	Voorgenomen ingreep onderscheidt zich niet wezenlijk van de referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of effecten op doelen van beschermde gebieden.
-	Negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn mogelijk.
--	Sterk negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn waarschijnlijk.

6.4 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

Om te beoordelen in welke mate een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver effect heeft op vogelwaarden, is het nodig om te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken. Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels en trekvogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold et al. 2015, Rijkswaterstaat 2015, Van der Wal et al. 2015, Rijkswaterstaat 2016) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi et al. 2018b, Van der Wal et al. 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek et al. 2022b).

Daarvoor zijn de volgende bronnen gebruikt:

- Gegevens die zijn verzameld in het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands), waarvoor de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren wordt geteld (o.a. Arts, 2013, Fijn et al. 2018) en diverse Europese tellingen die zijn samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) database (Tasker et al, 1984, Reid & Camphuysen 1998, Leopold et al, 2012);
- Data van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn et al. 2012, 2015a).

Zoals aangegeven zijn er voor de jan-van-gent nieuwe dichtheidskaarten gehanteerd op basis van Waggitt et al. (2020), zie ook bijlage 5).

In vergelijking met vogels is er weinig bekend over de populatiegroottes van vleermuizen. De schatting van de populatie van ruige dwergvleermuizen dat over de Noordzee migreert heeft een zeer grote bandbreedte (100-1.000.000; Limpens et al. 2017). Waar de vleermuizen die over de Noordzee trekken precies vandaan komen is niet bekend (Rijkswaterstaat 2015). Het European Topic Centre on Biological Diversity (2021) geeft een overzicht van schattingen en trends van vleermuispopulaties in landen van de Europese Unie (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>). Gegevens van deze databank zijn gebruikt om populatiegroottes te bepalen. In het KEC (Rijkswaterstaat 2015, 2019) zijn alle beschikbare waarnemingen van vleermuizen boven het zuidelijke Noordzeegebied gepresenteerd en ook in voorliggend rapport verwerkt.

6.4.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 6.4 geeft de geïnterpoleerde dichtheden van vogels in Kavel II van IJmuiden Ver weer. Deze dichtheden zijn bepaald op basis van de MWTL-/ESAS/K14 -tellingen conform Rijkswaterstaat (2015) voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk, en conform Potiek et al. (2022b) voor de andere soorten. Voor de jan-van-gent zijn recent gemodelleerde vogeldichtheden gehanteerd (Waggitt et al. 2020).

Tabel 6.4 Geïnterpoleerde dichtheden (aantallen per km²) van vogels in Kavel II van IJmuiden Ver. Voor de jan-van-gent wordt verwezen naar bijlage 5 van dit MER.

soort	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alk	2,1	0,0	0,0	0,0	0,4	1,2
drieteenmeeuw	0,9	0,9	0,6	0,2	0,6	1,0

du kers	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergmeeuw	0,1	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergster	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eider	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fuut	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grauwe pijstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
grote mantelmeeuw	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,3
grote ster	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
grote zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
jan-van-gent	-	-	-	-	-	-
kleine alk	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine mantelmeeuw	0,1	0,3	0,6	0,1	0,2	0,0
kokmeeuw	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kuifaalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse pijstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse stormvogel	0,6	0,5	0,5	0,6	0,3	0,6
papegaaiduiker	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
stormmeeuw	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
vaal stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
visdief/noordse ster	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
zeekoet	3,3	2,4	0,1	0,6	2,0	3,0
zilvermeeuw	0,5	0,1	0,0	0,0	0,1	0,4
zwarte zee- eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

6.4.2 Broedende (kolonie) vogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied IJmuiden Ver broeden geen vogels, echter diverse soorten die broeden aan de kust komen tijdens (dagelijkse) foerageervluchten op zee in het gebied tijdens het broedseizoen. Per soort wordt in Tabel 6.5 aangegeven of de soort in aanvaring kan komen met windturbines in de kavel qua afstand tot de broedplaats. Voor de onderbouwing wordt verwezen naar bijlage 4, waar de vraag wordt beantwoord of het relevant is voor de soort aanvaringslachtoffers te berekenen of dat de aanwezigheid van de koloniesoort te verwaarlozen is (in het kader van de Wet natuurbescherming). Het gaat hier om kolonievogels en niet om vogels tijdens seizoenstrek.

Tabel 6.5 Aanvaring vogels met windturbines in relatie tot broedplaats

Soort	Kan de soort uit beschermde kolonies in aanraking komen met turbines in kavel?	Relevant om aanvaringslachtoffers van de kolonievogels te bepalen in het
-------	--	--

		kader van de Wet natuurbescherming?
jan-van-gent	Ja, de Natura 2000-kolonies Bempton Cliffs, Flamborough and Filey Coast kunnen kavel II in theorie bereiken. Echter, dit kan als zeer incidenteel worden beschouwd.	Nee
aalscholver	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
noordse stormvogel	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
drieteenmeeuw	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
kokmeeuw	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
stormmeeuw	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
kleine mantelmeeuw	Ja, de Natura 2000-kolonies in de Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee kunnen kavel II bereiken.	Ja
zilvermeeuw	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
grote mantelmeeuw	kavel II is te bereiken, maar de kolonies liggen niet in beschermd natuurgebied.	Nee
dwergstern	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
noordse stern	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
visdief	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
grote stern	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
zeekoet	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee
alk	Nee, kavel II ligt buiten bereik van beschermd kolonies.	Nee

In het kader van de soortbescherming van de Wet natuurbescherming worden ook aanvaringslachtoffers berekend, zie bijlage 8.

6.4.3 Vogels tijdens seizoenstrek

Soortenspectrum

Over de Noordzee trekken jaarlijks vele miljoenen vogels, waaronder typische zeevogels maar ook landvogels onderweg van broedgebieden naar overwinteringsgebieden en vice versa (o.a. Lensink & Van der Winden 1997, Exo et al 2002, LWT/SOVON 2002, Krijgsveld et al 2011, Hill et al 2014). Boven windenergiegebied IJmuiden Ver trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In Tabel 6.6 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten die in het windenergiegebied verwacht worden. Bovendien wordt vliegrichting en de vlieghoogte aangegeven.

Tabel 6.6 Overzicht van meest voorkomende soorten in drie frekgroepen boven windenergiegebied IJmuiden Ver:

soort	voorkomen*	vliegrichting**	vlieghoogte***
zeevogels			
noordse stormvogel	2	1	-^
jan-van-gent	2	1	+
grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
Grote stern	3	2	+
zeekoet	3	1	-^
alk	3	1	-^
kustvogels			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	-^
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
Stelllopers (zoals rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier)	1	2	-
'land' vogels (zang- en watervogels)			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kuifeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^
zilverplevier	1	2/3	- / -^
kievit	1	2/3	- / -^
watersnip	1	3	- / -^

houtsnip	1	3	- / ^
koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
veldleeuwerik	1	2/3	-
graspieper	1	2/3	-
roodborst	1	2/3	-
vink	1	2/3	-

* 1 = in lage aantallen..., 2 = middelhoge aantallen..., 3 hoge aantallen t.o.v. totale trekstroom

** 1 = Noord >> Zuidwest v.v., 2 = Noordoost >> Zuidwest v.v., 3 = West >> Oost v.v.

*** - = kleine fractie van totale trek op rotorhoogte, +/- = gemiddelde fractie, + = grote fractie op rotorhoogte, ^ = meest vlak boven zee onder rotorhoogte

Vliegintensiteit

Specifieke trekbanen of zogeheten 'migration corridors' met hogere trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen alle zeevogels hier breedfront trek vanuit het Kanaal de Noordzee op en vice versa.

Landvogels kunnen naast deze noord-zuid trekrichting ook een oost-west trekrichting tussen de Britse Eilanden en het Europese continent. Voor landvogels is in Tabel 6.7 een schatting gegeven van de flux (aantal vogels dat passeert).

Tabel 6.7 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km op rotorhoogte in windenergiegebied IJmuiden Ver, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Fijn et al. (2012) rond K14. Hiervoor is de meeste soortgroepen uitgegaan van fracties op rotorhoogte uit Wright et al. (2012). Voor zangvogels zijn twee alternatieven van IJmuiden Ver vermeld (alternatief 1 = 143 m ashoogte en 236 m rotordiameter, alternatief 2 = 165 m ashoogte en 280 m rotordiameter).

Soortgroep	Fractie van totale flux op K14	Aantalsschattingen op rotorhoogte per strekkende kilometer		
		K14	IJmuiden Ver alternatief 1	IJmuiden Ver alternatief 2
ganzen en zwanen	0,006	~1.000	cf. K14	cf. K14
eenden	0,001	~60	cf. K14	cf. K14
reigers	0	0	cf. K14	cf. K14
roofvogels en uilen	0,0005	~100	cf. K14	cf. K14
steltlopers	0,003	~300	cf. K14	cf. K14
zangvogels overdag	0,20		~19.000	~20.000
zangvogels nacht	1		~100.000	~108.000
zangvogels totaal			~118.000	~128.000

Voor het windenergiegebied IJmuiden Ver geldt dat het waarschijnlijk dermate ver op zee ligt dat het voorkomen van kustvogels verwaarloosbaar is, en dat voornamelijk zeevogels en breed-front trek van landvogels relevant zijn.

Vliegrichtingen

In het najaar vliegen trekvogels van het vaste land naar de Britse Eilanden in het westen, terwijl in het voorjaar de trekstroom de andere kant op gaat. Daarnaast vliegen grote aantallen trekvogels in het najaar

naar het zuiden vanuit de noordelijke Noordzee en Scandinavië respectievelijk het Kanaal in of naar Zuid(west) Europa. In het voorjaar gaan deze de andere kant op. In bijlage 4 en Tabel 6.6 is voor de verschillende groepen trekvogels de vliegrichting onderscheiden.

Vlieghoogtes

Seizoenstrek van zeevogels gebeurt eigenlijk onder bijna alle omstandigheden, echter een gunstige wind ten opzichte van de trekrichting is van invloed op de trekintensiteit van de meeste soorten. Van de soorten in deze groep is bekend dat ze in grote aantallen op lage hoogten vliegen (onder de 100 m, maar meestal veel lager), en daarmee zijn bij windturbines met hogere tiplaagtes in het algemeen minder aanvaringslachtoffers te verwachten dan bij lagere tiplaagtes. Echter, het is ook bekend dat duikers, meeuwen, jagers en sterns op trek op honderden meters hoogte kunnen vliegen en daarmee buiten het bereik van rotoren van windturbines op zee blijven. In bijlage 4 en Tabel 6.6 is voor de verschillende groepen trekvogels de vlieghoogte onderscheiden.

6.4.4 Vleermuizen

Lokale vleermuizen

De maximale foerageerafstand vanaf de kust van lokale vleermuizen als watervleermuis, rosse vleermuis en meervleermuis ligt onder de 10 kilometer en gezien de afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de kust is uitgesloten dat er in het windenergiegebied foerageervluchten worden gemaakt. Aanvaringslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder niet behandeld in dit MER.

Vleermuizen tijdens seizoenstrek

Lange-afstand migratie is voor rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis goed gedocumenteerd. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische Staten en Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell et al. 2014). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen, hetgeen duidt op breedfronttrek. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire et al. 2012). Tijdens deze trek steken de dieren ook grote meren, de Oostzee en de Noordzee over. Zo is migratie tussen Engeland en de Baltische Staten zes keer en tussen Nederland en Engeland één keer bewezen voor de ruige dwergvleermuis (Bat Conservation Trust, 2017).

In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén et al. 2009, Petersen et al. 2014a). In de periode tussen 1988 en 2007 werden 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee, in 76% van de gevallen ruige dwergvleermuis, en deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld et al. 2021, 2022). In sommige windparken in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink et al, 2013, Lagerveld et al. 2014, 2022). Het is zeer waarschijnlijk dat het bij deze opnames om migrerende vleermuizen gaat.

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink et al. 2013, Lagerveld et al. 2015). Deze parken liggen dicht bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 95% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen en een paar procent uit rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestaat uit tweekleurige vleermuizen, bosvleermuis, noordse vleermuis, laatvlieger en gewone dwergvleermuis.

Op basis hiervan kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers van de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis vallen en daarom wordt hieronder een populatieschatting van deze soorten gegeven. Andere soorten zijn slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee waargenomen. Aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark) en deze soorten worden daarom niet behandeld in dit MER.

Ruige dwergvleermuis

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nog nooit systematisch bestudeerd. Door Limpens et al (2016) is een schatting gemaakt van het aantal ruige dwergvleermuizen dat jaarlijks over de zuidelijke Noordzee trekt. Ze kwamen uit op 40.000 dieren (100 – 1.000.000). Het Kennisdocument Ruige dwergvleermuis schat de aantallen in de trektijd, in het najaar, op 50.000 tot 100.000 dieren (BIJ12, 2017), maar het is onduidelijk waar deze schatting op gebaseerd is.

De meest waarschijnlijke herkomst van trekkende ruige dwergvleermuizen boven de Noordzee is te vinden in de Baltische Staten, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië en Rusland. Op basis van deze kennis worden in Tabel 6.8 een populatieschattingen, zover bekend voor deze landen, weergegeven.

Tabel 6.8 Grootte van bronpopulaties van ruige dwergvleermuizen in omliggende landen (bron: European Topic Centre on Biological Diversity); N/A = niet bekend.

Herkomst	Populatieschatting
Nederland	3.500
Duitsland	121.000
Verenigd Koninkrijk	1.000
Polen	29.000
Estland	47.000
Letland	60.000
Denemarken	N/A
Rusland	N/A

Rosse vleermuis

Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in eind augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen die ver uit de kust waargenomen zijn, niet afkomstig zijn uit Engelse of Nederlandse populaties. De meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee zijn de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in Tabel 6.9 populatieschattingen en trends, voor zover bekend voor deze landen, weergegeven.

Tabel 6.9 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van rosse vleermuizen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (bron: European Topic Centre on Biological Diversity). N/A = niet bekend; + is toenemend; = is stabiel.

Herkomst	Populatieschatting	Trend
Duitsland	N/A	+
Polen	50.000	=
Estland	N/A	+
Letland	5.000 – 10.000	N/A

Litouwen		N/A	=
Denemarken		N/A	N/A
Finland		N/A	N/A
Zweden		55.000 – 95.000	=

6.5 Effectbeschrijving

In deze effectbeschrijving wordt eerst in z'n algemeenheid ingegaan op mogelijke effecten van windturbines op vogels en vleermuizen (6.5.1). Vervolgens worden de effecten op vogels tijdens de aanleg en verwijdering van windturbines in kavel II beschreven (6.5.2). In paragraaf 0 wordt ingegaan op de berekening van het aantal aanvaringslachtoffers in de gebruiksfase, waarna de effecten in de gebruiksfase voor lokaal verblijvende soorten (6.5.4), kolonievogels (6.5.5) en vogels tijdens seizoenstrek (6.5.6) worden beschreven. De effecten op vleermuizen komen in paragraaf 6.5.7 aan bod en in 6.5.8 wordt ingegaan op effecten van twebladige in plaats van driebladige turbines.

6.5.1 Algemeen

Hoofdstuk 3 in bijlage 4 beschrijft de beschikbare kennis omtrent de effecten van windparken op zee op vogels en vleermuizen. Voor meer informatie wordt naar die bijlage verwezen.

Vogels

In het algemeen kunnen er vier hoofdeffecten van windturbines op zee op vogels worden onderscheiden:

- **Aanvaringen**
 - effecten op passerende (lees: vliegende) vogels, kortweg aanvaringsrisico's genoemd. Vogels kunnen met de rotor of de mast van de windturbine in aanraking komen en gewond raken of sterven. Dit gevaar is 's nachts het grootst, met name in donkere of mistige nachten. Ook kunnen vogels in het zog achter de windturbine gedesoriënteerd of uit balans raken en daardoor in aanvaring komen met objecten.
- **Barrièrewerking**
 - vogels verleggen hun vliegpaden om aanvaringsrisico's te vermijden. Indien hierdoor stukken gebied niet meer gebruikt kunnen worden, vormen de windturbines een barrière op een vliegroute of trekbaan met verhoogde energetische uitgaven tot gevolg.
- **Habitatverlies**
 - effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats, kortweg ook wel "verstoring" genoemd. Vogels verlaten als gevolg van de aanwezigheid van een (draaiende) windturbine een bepaald gebied rond de windturbine dan wel het windpark. De verstoringafstand verschilt per soort. Dit leidt er toe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat.
- **Indirecte effecten**
 - De constructie en exploitatie van een windpark op zee veroorzaken daarnaast diverse veranderingen van de lokale habitat. Dit heeft gevolgen voor de daar levende vogels. Empirische gegevens zijn (nog) niet beschikbaar, maar op basis van resultaten uit diverse onderzoekslijnen aan verschillende diergroepen zijn enkele effecten te verwachten.

Alle bovengenoemde effecten doen zich voor tijdens de diverse fasen van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver:

- Aanlegfase - aanleg van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- Operationele fase - aanwezigheid masten, draaien van windturbines en onderhoud en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- Verwijderingsfase - verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen.

Eén van de eerste monitoringsprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels werd vanaf ongeveer 2000 uitgevoerd in Denemarken naar aanleiding van de bouw van de parken Horns Rev I en Nysted. In de loop der jaren volgden onderzoeksprogramma's in Nederland, Duitsland, België, Zweden en de UK.

Om tot een effectbeschrijving te komen voor een windpark in windenergiegebied IJmuiden zijn de resultaten van bovengenoemd onderzoek gebruikt in deze paragraaf. Aanvullend is soms ook gebruik gemaakt van onderzoek aan windturbines op land of in kustwateren om kennislacunes op zee te kunnen vullen. Een samenvatting van de belangrijkste resultaten wordt gegeven in Tabel 6.10. Doordat elke windparklocatie anders is in de aanwezigheid en het gebruik van het gebied door vogels, zijn de onderstaande resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in windenergiegebied IJmuiden Ver. Echter de uitkomsten vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark op de verschillende soort(groep)en. Dit geldt met name voor de resultaten verkregen in de parken net over de grens in België gezien hun nabije ligging en vergelijkbare avifauna.

Tabel 6.10 Samenvattende tabel van de belangrijkste resultaten van enkele grote onderzoeksprogramma's naar gedrag van vogels met betrekking tot windturbines op zee.

Land	Soort(en)	Resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijking van zee-eenden en vliegbewegingen van meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en stems. Aantrekking van stems aan de randen van parken. Gewenning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag door jan-van-gent, duikers, stems, alkachtigen en zwarte zee-eend, ganzen, zwanen en eenden. Geen uitwijking door aalscholver, meeuwen, zangvogels en steltlopers. Habitatverlies van duikers, fuut, jan-van-genten, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, grote stern, stormmeeuw, drieteenmeeuw, visdief/noordse stern, alkachtigen.
BEL	Zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, alk. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, stems, dwergmeeuwen drieteenmeeuw.
VK	Zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholvers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw, grote stern en alkachtigen. Aantrekking van aalscholvers, grote meeuwen, duikers. Uitwijking bij kleine rietganzen. Zeer gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.
DUI	zeevogels en landvogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoet. Uitwijkgedrag door dwergmeeuwen, geen uitwijking bij andere soorten meeuwen. Vliegbewegingen vastgesteld van zangvogels op rotorhoogte.

De effecten op vogels zijn weergegeven in Tabel 6.11 (zie hoofdstuk 3 van bijlage 4 voor een nadere toelichting. Hierbij zijn de effecten dermate algemeen dat hier nog geen onderscheid gemaakt is in lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels op seizoenstrek.

Tabel 6.11 Algemene effecten van windturbines op vogels.

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
Aanvaringen	Constructie-fase	<p>Met name in het donker komen aanvaringen van vogels met sedentaire objecten zoals turbines en stilliggende schepen voor. Het gaat hierbij om incidenten en totale aantallen slachtoffers zijn klein en worden derhalve niet verder onderzocht; De permanente aanwezigheid van schepen en dus verlichting trekt vogels aan, waardoor deze gedesoriënteerd raken. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn, echter anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1% norm van de natuurlijke sterfte, die in de regel wordt aangehouden als kritische waarde (Bruynzeel et al. 2009). De studie van Bruynzeel et al. (2009) was echter gebaseerd op offshore platforms waar de felle verlichting vanwege veiligheidseisen langdurig gebruikt wordt. In het geval van scheepsverlichting is er sprake van tijdelijke effecten en bij een enkel windpark zullen de effecten op populatieniveau naar verwachting verwaarloosbaar zijn. Gerichte studies naar de aantrekkende werking van scheepsverlichting bij offshore windparken zijn echter niet voorhanden, maar omdat de bouw van windparken niet allemaal tegelijk plaatsvindt, zullen de effecten elke keer afzonderlijk van elkaar optreden en cumulatie van de effecten is niet aan de orde.</p>
	Operationele fase	<p>Vogels kunnen in aanvaring komen met draaiende windturbines. Kwantitatieve empirische gegevens over aanvaringen van vogels met windturbines op zee zijn nog niet beschikbaar door de hoge kosten en twijfelachtige kwaliteit van de bestaande meetapparatuur (b.v. Collier et al. 2011, 2012). Diverse testprojecten zijn uitgevoerd in Nederland, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk, maar bruikbare resultaten zijn nog niet gepubliceerd (Dirksen, 2017). De huidige stand van kennis is dat voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers gebruik wordt gemaakt van het Band Model 2012 (Band 2012) waarbij vlieghoogtes worden bepaald met behulp van Johnston et al. (2014) en met behulp van GPS-gegevens indien bekend. In het algemeen blijkt uit deze modellen dat bij windturbines met hogere tiplaagtes minder aanvaringslachtoffers te verwachten zijn dan bij lagere tiplaagtes.</p>
Barrièrewerking	Verwijderings-fase	<p>Dezelfde effecten als bij de constructie zijn te verwachten (aanvaringen met (verlichte) schepen).</p>
	Constructie-fase	<p>Over barrièrewerking tijdens de aanlegfase is momenteel niets bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden in de loop van de tijd toeneemt door het toenemende aantal gebouwde turbines.</p> <p>Zowel uit onderzoek op land als op zee blijkt dat veel soorten vogels uitwijken bij nadering van een windpark om zo langs het park of individuele turbines te vliegen (b.v. Petersen et al. 2006, Krijgsveld et al. 2011, Masden et al. 2012, Krijgsveld 2014, Bowgen & Cook 2018, Skov et al. 2018). Zie verder ook bijlage 4.</p> <p>In sommige studies werd aangetoond dat de tussenuimte tussen turbines van invloed was op de barrière-ervaring van soorten (Larsen & Guillaumette 2007, Krijgsveld et al. 2011) en ook dat bij een grotere tussenuimte het optreden van barrièrewerking minder kan zijn (Masden et al. 2012). Echter het onderzoek naar de gevolgen van barrièrewerking staat nog in de kinderschoenen. De omvang van het windpark bepaalt daarnaast natuurlijk ook de mate van barrièrewerking. De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor sterns door hun manier van vliegen en voedsel zoeken (Everaert & Stienen 2007) maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden 2010).</p> <p>In een modelstudie werd aangetoond dat in potentie barrièrewerking onder trekvogels kan optreden, maar dat de afstand van omvliegen minimaal is in verhouding tot de totale trekroute (Masden et al. 2009). Echter, onbekend is wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Informatie over uitwijking is wel van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers. Meer informatie hierover is te vinden in paragraaf 3.1.2 van bijlage 4.</p>
Habitat-verlies	Verwijderings-fase	<p>Over barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase is momenteel niets bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele uitwijking van vliegpaden als gevolg van barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase afneemt door het afnemende aantal nog te verwijderen turbines.</p>
	Constructie-fase	<p>Over de exacte effecten op overleving en/of reproductie als gevolg van verstoring tijdens uitsluitend de aanlegfase van een windpark op zee zijn momenteel geen aparte publicaties van onderzoeken met kwantitatieve gegevens beschikbaar. De</p>

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
		<p>verwachting is echter dat de verstoring groter is dan tijdens de operationele fase door het effect van toegenomen scheepsverkeer in het gebied dat een versturende werking heeft op vele soorten vogels (b.v. Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer et al. 2011). Het versturende effect van boten voor de constructie van het windpark voor zeevogels is echter wel tijdelijk en de duur van verstoring is soortspecifiek. Duikers en zee-eenden bijvoorbeeld blijven lang weg van hun originele locatie nadat boten weer vertrokken zijn, meeuwen landen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek (Dierschke et al. 2016, Mendel et al. 2019, Schwemmer et al. 2011). Onderzoek naar verstoring tijdens de bouw van OWEZ heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door heigeluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2007).</p> <p>Onderzoek naar habitatverlies tijdens de bouw van Robin Rigg in het Verenigd Koninkrijk gaf aanwijzingen van verminderde dichtheden van zwarte zee-eend, duikers, zeekoeten, noordse pijlstormvogels, zilvermeeuwen en alken, terwijl aalscholvers en grote mantelmeeuwen toenamen (Walls et al. 2013).</p>
	Operationele fase	<p>Geluid: Tijdens de exploitatiefase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid kunnen horen. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveaus onder water laag zijn tijdens de exploitatiefase in vergelijking met het al aanwezige achtergrondgeluid (Haan et al. 2007, Jansen & de Jong 2014). De specifieke gevoeligheid van de verschillende soorten zeevogels voor onderwatergeluid zijn niet bekend. Indien onderwatergeluid de oorzaak zou zijn van verstoring van vogels, dan zullen tijdens de constructie vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens de exploitatiefase. Dit effect werd echter in OWEZ niet gevonden (Leopold & Camphuysen 2007). De afstand tot de turbines en de actuele windsnelheden zijn de belangrijkste factoren voor het onderwatergeluid veroorzaakt door windturbines. De vogels die het sterkste vermijdingsgedrag vertonen zijn meestal soorten die zich relatief veel zwemmend over zee bewegen (in tegenstelling tot vliegend, zoals in het geval van meeuwen) en die onderwater duikend naar voedsel zoeken. Of deze verstoring het gevolg is van onderwatergeluid of veroorzaakt wordt door andere factoren is onbekend.</p> <p>Aanwezigheid turbines: De meeste Noordzee-zeevogels waarvoor gegevens beschikbaar zijn, mijden in meer of mindere mate een windpark op zee. Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark (turbinegrootte en onderlinge afstand) van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (Krijgsveld 2014). Er zijn in verschillende landen onderzoeken beschikbaar over de effecten van windturbines op de aanwezigheid van vogels. Zo zijn in recent empirisch onderzoek in twee windparken op zee in het Belgische deel van de Noordzee, nabij het windenergiegebied Borssele, enkele statistisch significante effecten gevonden van windturbines op de aantallen vogels. Zo meden jan-van-gent, zeekoet, en alk één van de parken, terwijl zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw in hogere dichtheden werden aangetroffen (Vanermen et al. 2014). Echter in veel gevallen was de steekproefgrootte (dekking en hoeveelheid surveys) de limiterende factor voor het aantonen van significante relaties. Wel werden enkele aanvullende trends duidelijk. Zo werd aantrekking geconstateerd voor verschillende soorten sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw (Vanermen et al. 2013).</p> <p>Aanwezigheid van boten, mensen en materieel: Habitatverlies kan potentieel optreden zo gauw er menselijke activiteit in het gebied plaatsvindt dus vanaf de eerste bouwactiviteiten en vervolgens tijdens onderhoud. Onderzoek in Denemarken heeft echter laten zien dat zee-eenden het windpark wel binnengaan enkele jaren na de bouw (Petersen & Fox 2007). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewenning zal optreden is onduidelijk, evenals om welke stimulus het gaat bij de verstoring door een windpark op zee.</p> <p>Aantrekking in plaats van habitatverlies: Onderzoek aan windparken op zee heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn (zoals Petersen et al. 2006).</p> <p>Aanname voor gevolgen van habitatverlies:</p>

Type effect	Fase van het windpark	Effecten
	Verwijderings-fase	<p>Het is momenteel onbekend hoe verwijding kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. In het Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 (Rijkswaterstaat, 2019) wordt op basis van de bevindingen van Bradburry et al (2014) de aanname gedaan dat er 10% sterfte optreedt als gevolg van verwijding.</p> <p>De effecten van verstoring gedurende de verwijderingsfase zullen min of meer van een vergelijkbare orde zijn zoals beschreven onder 'aanlegfase'. Wel is het zo dat er bij de verwijdering niet geheid zal worden waardoor de piek-geluidsbelasting veel minder zal zijn.</p>
Indirecte effecten	Constructie-fase	<p>Tijdens de constructiefase zijn mogelijke indirecte effecten op vogels te verwachten via de effecten van heien op lokale vispopulaties waarvan vogels mogelijk afhankelijk zijn voor hun voedselvoorziening. Dit type effecten komt vaak pas op langere termijn tot uiting als de constructiefase al is afgelopen.</p>
	Operationele fase	<p>Momenteel is in het gebied van windparken op zee visserij maar beperkt mogelijk. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect heeft op het voorkomen en de diversiteit van benthos en vis in het gebied (Lindeboom et al. 2011, Bouma & Lengkeek 2009, 2011). Dit zou kunnen leiden tot aantrekking van vogels, als bijvoorbeeld vissen zich gaan ophouden rond de funderingspalen (conform de bevindingen van Winter et al. (2010) en Van Hal et al. 2012)), waardoor plaatselijk goede foerageermogelijkheden voor viseters ontstaan. Dit kan een toename van het aantal vliegbewegingen in het park veroorzaken waardoor aantallen aanvaringen mogelijk toe kunnen nemen.</p> <p>Indien de visserij uit het windpark geweerd wordt, zoals gebruikelijk is in Nederlandse windparken op zee, zal ter plaatse geen bijvangst overboord gezet worden waardoor minder aaseters in het gebied zullen voorkomen. Echter in de onmiddellijke of ruimere omgeving zal per saldo juist meer gevestigd worden omdat de visserij intensiteit in het gebied niet zal afnemen. Het lokaal sluiten van de visserij is in feite slechts een verplaatsing van de visserij naar elders.</p> <p>De onbegrensde tipsnelheid van rotors kan in de operationele fase hogere geluidsniveaus met zich meebrengen. Mogelijk speelt het geluid van windturbines een rol in het vermijdingsgedrag van vogels, vooral 's nachts en in omstandigheden van slecht zicht. Het zou in offshore gebieden met weinig achtergrondgeluid nog versterkt kunnen worden. Echter, dergelijke effecten zijn nog nooit aangetoond en kunnen slechts met een gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.</p> <p>Andere mogelijke indirecte effecten van windturbines op zee op vogels kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in stromingen en uitgestoten trillingen door turbines onderwater die de verspreiding van vis kunnen beïnvloeden. Echter dit is speculatief en kwantitatief onderzoek hiernaar ontbreekt.</p>
	Verwijderings-fase	<p>Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Doordat waarschijnlijk de harde substraten onderwater blijven bestaan zullen dezelfde effecten te verwachten zijn als tijdens de operationele fase. Echter wereldwijd is nog nooit een windturbine op zee verwijderd, en is dus ook geen praktijkervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep. Het opheffen van het visserijverbod zal het positief effect van de harde substraten op het visbestand (en dus op vogels) beperken.</p>

Vleermuizen

In theorie kunnen vleermuizen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten vanwege verlichting.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid / effect van habitatverlies vanwege verwijding door aanwezigheid van turbines en aanwezigheid van boten etc.

Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is (additionele) sterfte. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Bearwald et al. 2008). In tegenstelling tot vogels wordt bij vleermuizen vaak over aantrekking door

windturbines gesproken in plaats van vermindering (Cryan et al. 2014). De reden voor deze aantrekking is nog niet met zekerheid vastgesteld, maar de meest waarschijnlijke verklaring is dat vleermuizen op insecten foerageren die tijdens de trekperiode in de late zomer – vroege herfst rond windturbines in verhoogde dichtheden voorkomen (Rydell et al. 2010b). Vanwege dit aantrekkingseffect speelt bij vleermuizen habitatverlies of barrièrewerking geen rol en worden deze aspecten niet in detail behandeld. Omdat locaties op zee geen deel uitmaken van het lokale leefgebied van vleermuizen, komt het aspect van habitatverlies ook niet naar voren.

De effecten op vleermuizen zijn weergegeven in Tabel 6.12 (zie hoofdstuk 3 van bijlage 4 voor een nadere toelichting. Net als bij vogels wordt er onderscheid gemaakt tussen de constructiefase, operationele fase en verwijderingsfase.

Tabel 6.12 Algemene effecten van windturbines op vleermuizen.

Fase van het windpark	Effecten
Constructiefase	Habitatverlies door de constructie van windparken is niet bekend bij vleermuizen. In theorie zou verlichting op constructieschepen insecten aan kunnen trekken en vervolgens ook vleermuizen, maar deze mogelijkheid is nog niet onderzocht. Dit zal echter niet tot sterfte leiden, omdat aanvaringen van vleermuizen slechts met bewegende objecten (zoals rotorbladen) optreden en niet met stationaire objecten, zoals constructieschepen of torens. In tegendeel, foerageren op een verhoogde concentratie van insecten tijdens de trek en de mogelijkheid om te rusten, kan de conditie en dus de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Dit indirecte effect van windparkontwikkelingen in de constructiefase kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.
Operationele fase	Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit door aanvaring tijdens de operationele fase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Bearwald et al. 2008; Rydell et al. 2010a). Habitatverlies en barrièreverlies lijken geen rol te spelen (Cryan et al. 2014). Vleermuisactiviteit lijkt niet lager te liggen in windparken dan daarbuiten (Jain et al. 2011), wat suggereert dat de aanwezigheid van windturbines niet tot verstoring of habitatverlies leidt. Er wordt juist verondersteld dat vleermuizen, waaronder ook de ruige dwergvleermuis, aangetrokken worden door windturbines in plaats van verstoord (Cryan & Barclay 2009). Een recent overzicht van beschikbare literatuur geeft een divers beeld van de effecten van licht (veiligheidsverlichting voor het vliegverkeer) op vleermuizen (Stone et al. 2015). Zowel aantrekking als verstoring wordt gemeld. Er is geen eenduidige voorspelling van wat de effecten van de voorgenomen turbine verlichting (knipperend rood toplicht) zal zijn op vleermuizen. Het is echter onwaarschijnlijk dat dit licht een groot aantrekkend effect zal hebben op insecten, en daarmee op vleermuizen. In offshore gebieden zoals windenergiegebied IJmuiden Ver zijn geen lokaal foeragerende vleermuizen verwacht, wel vleermuizen op trek. Omdat zelfs trekkende vleermuizen op gondelhoogte op insecten lijken te foerageren die tijdens de trekperiode rond windturbines in verhoogde concentraties voorkomen, kan het aanvaringsrisico van vleermuizen in bepaalde situaties hoog zijn. De meeste slachtoffers vallen dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst. Kennis over het voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van windparken op zee is zeer beperkt (Lagerfeld et al. 2020), maar zal deels vergelijkbaar zijn met effecten op land. Bijvoorbeeld een deel van de trekbewegingen zal waarschijnlijk op rotorhoogte van windturbines plaatsvinden (Brabant et al. 2020), waardoor vleermuissterfte mogelijk is door een aanvaring met de rotorbladen of door barotrauma. Gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn echter niet voorhanden (Lagerfeld et al. 2020). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, is in het kader van het KEC 1.0 het aantal aanvaringslachtoffers geschat op 1 vleermuis per offshore windturbine voor de zuidelijke Noordzee (Rijkswaterstaat 2015).
Verwijderingsfase	Vergelijkbaar met de aanlegfase, treedt ook tijdens de verwijderingsfase geen sterfte op. Zonder windturbines is er geen risico op aanvaringen en de verlichte schepen in het gebied leiden niet tot verstoring of habitatverlies. Foerageren op een verhoogde concentratie van insecten aangetrokken door de scheepsverlichting kan mogelijk ook hier als een indirect positief effect beschouwd worden. Na afloop van de verwijderingsfase komen deze mogelijke positieve effecten te vervallen. Verder gaat een mogelijk foerageerhabitat en tijdelijke rustplaats voor vleermuizen op trek verloren na het verwijderen van offshore windturbines en platforms.

6.5.2: Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering

In deze paragraaf worden effecten op de te onderscheiden soortgroepen (lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels op seizoenstrek) apart beschreven als dit onderscheidend is.

Aanleg funderingen

De omvang van de verstoring door de aanleg van funderingen varieert in de tijd met name door de variatie in het voorkomen van kwetsbare soorten. Bij een realistische planning in de tijd (dus niet gelijktijdige aanleg van meerdere kavels in de Nederlandse Noordzee) zullen de effecten van aanleg van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld worden (effectbeoordeling: 0/-). Het alternatief met de meeste turbines zorgt voor een groter negatief effect ten opzichte van de referentiesituatie dan het alternatief met het kleinste aantal turbines. Overigens zijn effecten van hei-geluid nooit aangetoond voor de geluidgevoelige vogels, maar is het waarschijnlijker dat verstoring door de bijbehorende boten e.d. optreedt. De alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de omvang van de negatieve effecten niet dermate groot is dat dit gevolgen heeft voor de kans op het optreden van verbodsbepalingen of mogelijke effecten op doelen van beschermde gebieden.

Verwijdering funderingen

De funderingen moeten na de exploitatiefase volledig worden verwijderd. Dit zal gebeuren door middel van een combinatie van trillen en trekken. Dit zal gepaard gaan met geluid/trillingen boven en onder water. De geluidbelasting is echter aanmerkelijk lager dan bij de aanleg. Het effect wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). Een alternatief is het afsnijden (3 tot 6 meter onder de zeebodem) en afvoeren van de funderingen. Dit geeft een geringer effect dan het volledig verwijderen van de fundering. Uitgaande van de juridische vereiste dat de funderingen in zijn geheel verwijderd moeten worden, blijft de effectbeoordeling ongewijzigd (0/-).

Toegenomen scheepvaart

Ook zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen, tijdens zowel aanleg als verwijdering van het windpark. Het effect wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-), zie Tabel 6.13.

Tabel 6.13 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de aanleg en verwijdering van de twee windpark alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver op vogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
Aanlegfase		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Verwijderingsfase		
- verwijdering funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-

6.5.3 Effecten tijdens gebruiksfase: vogelslachtoffers door aanvaringen

In het natuuronderzoek is het stochastische Collision Risk Model (gebaseerd op het Band Model (Band et al, 2007 & 2012)) gebruikt om de te verwachten aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen (los van de indeling in lokaal verblijvende niet-broedvogels, broedende (kolonie) vogels en vogels tijdens seizoenstrek). In bijlage 4 is de theorie achter dit model nader toegelicht en zijn de verschillende rekenstappen verder behandeld.

Aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de geïnterpoleerde vogeldichtheden in kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op basis van ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor landvogels uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012). Soorten die niet of in lage dichtheden in het plangebied voorkomen, zijn niet gepresenteerd. In Tabel 6.14 staan de verwachte maximaal aantal vogelslachtoffers voor kavel II weergegeven.

Tabel 6.14 Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Alleen soorten met ≥ 1 slachtoffers zijn genoemd.

Soort	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
Zeevogels		
jan-van-gent*	7	5
kleine mantelmeeuw	4	4
zilvermeeuw	5	4
grote mantelmeeuw	13	11
dwergmeeuw	2	2
drieteenmeeuw	8	6
Landvogels		
ganzen en zwanen	18	17
eenden	1	1
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.162	1.123
Totaal	1.225	1.177

* resultaten voor de jan-van-gent zijn gebaseerd op bijlage 5 (aanvullende analyse jan-van-gent).

6.5.4 Effecten tijdens gebruiksfase: lokaal verblijvende niet-broedvogels

Aanvaringsslachtoffers

In kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen bij alternatief 1 jaarlijks in totaal 39 zeevogels slachtoffer door aanvaringen worden en bij alternatief 2 in totaal 32 zeevogels (Tabel 6.14). De meeste jaarlijkse aanvaringsslachtoffers vallen onder de grote mantelmeeuw, namelijk 13 voor alternatief 1 en 11 voor alternatief 2. Bij de overige zeevogels zullen minder dan 10 slachtoffers per jaar vallen bij beide alternatieven. Bij andere soorten zullen geen jaarlijkse slachtoffers vallen, waardoor deze soorten niet zijn weergegeven in Tabel 6.14.

Het effect van beide alternatieven is als negatief beoordeeld (-), hoewel de effecten van Alternatief 2 (met de minste turbines) wel kleiner zijn dan van Alternatief 1.

Voor bovengenoemde lokaal verblijvende niet-broedvogels zijn instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd voor één of meerdere Natura 2000-gebieden. Al deze vogelsoorten kunnen buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee leiden. Het is momenteel onbekend of, en zo ja hoe lang, ze binding met specifieke gebieden op zee hebben. Om die reden kan niet bepaald worden of slachtoffers die vallen buiten het broedseizoen in windenergiegebied IJmuiden Ver tot populaties uit Natura 2000-gebieden behoren. Op basis daarvan kunnen significant negatieve effecten op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden niet op voorhand worden uitgesloten. In de Passende Beoordeling (bijlage 9) wordt hier daarom explicieter, per gebied en met de bijhorende instandhoudingsdoelstellingen, verder op ingegaan.

Het doden van vogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming die is opgenomen in de wet Wind op Zee. In de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' (bijlage 8 van dit MER) wordt hier verder op ingegaan.

Barrièrewerking

Lokale niet-broedende zeevogels zullen geen barrièrewerking ondervinden, omdat er voor deze soorten in het windenergiegebied IJmuiden Ver geen sprake is van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. De effecten worden als neutraal beoordeeld (0) en significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor lokale niet broedende zeevogels van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten (zie bijlage 4).

Habitatverlies

Als worst case-aanname hanteren we in voorliggend rapport de aanname om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury et al. 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Op basis van de berekende dichtheden kan hiermee de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (Tabel 6.15). Door habitatverlies worden de hoogste aantallen zeekoeten als slachtoffer verwacht, namelijk 15 slachtoffers. Ook voor alk zal met name habitatverlies een gevolg zijn van het windpark, met 5 verwachte slachtoffers.

Tabel 6.15 Maximaal aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies (op basis van Bradbury et al. 2014) op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen en een windpark oppervlak van 93 km² voor kavel II; soorten waarvan geen jaarlijkse slachtoffers ten gevolge van habitatverlies worden voorzien zijn niet opgenomen in de tabel.

Soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	Macro-uitwijking	berekende sterfte door habitatverlies
noordse stormvogel	0,51	80%	4
jan-van-gent*	*	74%	<1
dwergmeeuw	0,19	80%	1
kleine mantelmeeuw	0,23	63,9%	1
zilvermeeuw	0,20	44,2%	1
grote mantelmeeuw	0,13	46,9%	1
drieteenmeeuw	0,71	57,5%	4
zeekoet	1,90	80%	15
alk	0,62	80%	5

* resultaten voor de jan-van-gent zijn gebaseerd op bijlage 5 (aanvullende analyse jan-van-gent).

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en zijn voor beide alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag nagenoeg even groot is. Een eventuele hogere tipsnelheid en daarmee gepaard gaand, een hoger geluidsniveau zal niet tot wezenlijk andere uitkomsten leiden. Mocht ervoor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te ontwikkelen, dan is dit een beter alternatief wat betreft de effecten van habitatverlies.

Volgens de beoordeling van mortaliteit van lokale, niet-broedende zeevogels als gevolg van habitatverlies door offshore windparken in het Kader Ecologie en Cumulatie, zijn significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000 doelstellingen uit te sluiten. In de PB (bijlage 9) wordt hier verder op in gegaan. In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom in beide alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen kan daarnaast ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvinden (Lindeboom et al. 2011). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform, zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen. Onderzoek naar de korte termijn effecten van windpark OWEZ wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van meeuwen werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn ook soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van

het benthos en een afname van de visserij (Krijgsveld et al. 2011, Lindeboom et al. 2011). De effecten van habitatverandering worden als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. Worst-case is uitgegaan van marginaal negatieve effecten (0/-). Significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor lokale niet broedende zeevogels van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten. In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Samenvatting

In Tabel 6.16 is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor lokaal verblijvende vogels tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.16 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven in kavel II op lokaal verblijvende vogels.

Effecten windpark	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-

6.5.5 Effecten tijdens gebruiksfase: broedende (kolonie)vogels

Aanvaringsslachtoffers

Aanvaringsslachtoffers van kolonievogels die het windenergiegebied IJmuiden Ver binnen bereik hebben tijdens foerageervluchten tijdens het broedseizoen, zijn in de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' (Bijlage 8) van dit MER beschreven. Op basis van foerageerranges blijkt dat windenergiegebied IJmuiden alleen door kleine mantelmeeuwen bereikt kan worden uit kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee. Voor deze gebieden zijn instandhoudingsdoelstellingen voor deze soort als broedvogels geformuleerd. Voor deze soort wordt hieronder de effecten beoordeeld.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door aanvaringen (zie Tabel 6.17). De additionele sterfte is voor beide alternatieven en voor alle Natura 2000-gebieden niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de populatie van de kleine mantelmeeuw. Significant negatieve effecten als gevolg van aanvaringen met windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuw zijn daarom met zekerheid uit te sluiten. Beide alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver worden voor aanvaringen als marginaal negatief (0/-) beoordeeld.

Tabel 6.17 Het aantal slachtoffers door aanvaringen in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte van kleine mantelmeeuwen voor Alternatief 1 en Alternatief 2 van kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel 'floaters' (niet-broedende vogels) in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).

Slachtoffers kleine mantelmeeuw door aanvaring	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m			Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m		
	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Aantal broedparen	7.996	3.359	21.104	7.996	3.359	21.104
Natuurlijke sterfte	1.439	605	3.799	1.439	605	3.799
1%-mortaliteit	14	6	38	14	6	38
Aanvaring (aantal vogels)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Additionele sterfte door aanvaring	0,02%	0,02%	0,002%	0,03%	0,02%	0,002%

Habitatverlies

Voor meeuwen wordt in de literatuur in het algemeen aangenomen dat habitatverlies door windparken niet optreedt (Krijgsveld 2014; Leopold et al. 2011). In Belgisch onderzoek zijn zelfs hogere dichtheden van rustende meeuwen (o.a. kleine mantelmeeuw) gevonden binnen de aangelegde windparken (Vanermen et al. 2013, 2014). Recent onderzoek heeft echter aangetoond dat GPS-gezenderde kleine mantelmeeuwen minder vaak en korter in bestaande Nederlandse, Belgische en Engelse windparken voorkomen dan in omliggende gebieden (Gyimesi et al. 2018), mogelijk omdat daar geen vissersschepen zich bevinden. Ondanks dat het uitsluiten van de visserij in windparken een verschuiving van de foerageertochten zou betekenen en niet per definitie habitatverlies, is het niet uit te sluiten dat een dergelijke ontwikkeling effect heeft op de beschikbare foerageermogelijkheden van kleine mantelmeeuwen.

Daarom is het effect van habitatverlies op broedende kleine mantelmeeuwen op basis van dezelfde aannames berekend als voor het effect van aanvaringen op kolonievogels en het effect van habitatverlies op niet-broedvogels. In dit geval zijn voor de berekeningen de gemiddelde dichtheden van de kleine mantelmeeuw in windenergiegebied IJmuiden Ver in de broedperiode gebruikt als input. Ook voor broedvogels uit Natura 2000-gebieden wordt gerekend met een sterfte van 10% van de verstoorde vogels om het aantal slachtoffers door habitatverlies te verkrijgen.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door habitatverlies (zie Tabel 6.18). De additionele sterfte is voor beide alternatieven en voor alle Natura 2000-gebieden niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de populatie van de kleine mantelmeeuw. Significant negatieve effecten als gevolg van aanvaringen met windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuw zijn daarom met zekerheid uit te sluiten. Beide alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver worden voor habitatverlies als marginaal negatief (0/-) beoordeeld.

Tabel 6.18 Het aantal slachtoffers door habitatverlies in relevante Natura-2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte van kleine mantelmeeuwen voor Alternatief 1 en Alternatief 2 van kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel 'floaters' (niet-broedende vogels) in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijk sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).

Slachtoffers kleine mantelmeeuw door habitatverlies	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m			Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m		
	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)	Duinen Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Aantal broedparen	7.996	3.359	21.104	7.996	3.359	21.104
Natuurlijke sterfte	1.439	605	3.799	1.439	605	3.799
1%-mortaliteit	14	6	38	14	6	38
Slachtoffers (aantal vogels)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Additionele sterfte door habitatverlies	0,03%	0,02%	0,002%	0,03%	0,02%	0,002%

Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een offshore windpark kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten tussen foerageer- en broedgebieden. Hierdoor zouden ze extra afstanden moeten vliegen. De meest nabij gelegen kolonies van kleine mantelmeeuwen liggen echter op een dusdanige afstand dat windenergiegebied IJmuiden Ver voor de vogels wel bereikbaar is, maar het aan de rand van hun actieradius ligt. Hierdoor zal een windpark geen barrière vormen voor vogels tijdens hun foerageertochten tussen land en open zee en wordt het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kleine mantelmeeuwen van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied IJmuiden Ver zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt hier, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. De (extra) effecten van onderhoud worden in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

De verwachte toename in benthos en vissen (Lindeboom et al. 2011) in een toekomstig windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zorgt mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals de kleine mantelmeeuw. De effecten van habitatverandering worden daarom als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Op basis van bovenstaande zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten, waardoor in de worst-case situatie moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten (0/-). Gezien de beperkte omvang van effecten in de worst-case situatie kunnen significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de

instandhoudingsdoelstellingen voor kolonievogels van Natura 2000-gebieden met zekerheid uitgesloten worden.

Samenvatting

In Tabel 6.19 is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor kolonievogels tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.19 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de windpark alternatieven in kavel II IJmuiden Ver op broedende kolonievogels.

Effecten windpark	alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
- aanvaringen	0/-	0/-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-

6.5.6 Effecten tijdens gebruiksfase: vogels tijdens seizoenstrek

Aanvaringsslachtoffers

Tijdens de seizoenstrek vliegen vele vogelsoorten door het windenergiegebied IJmuiden Ver. Hierdoor lopen zij de kans in aanraking te komen met de turbines. Het onderscheid tussen een lokale zeevogel en trekkende zeevogels is in het veld niet goed te maken, vandaar dat de aanvaringsslachtoffers die vallen onder langstreckende zeevogels zijn behandeld in paragraaf 6.5.4. In deze paragraaf worden de aantallen slachtoffers onder niet-zeevogels behandeld, die per definitie onder de trekvogels vallen.

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat circa 1.180 en 1.140 trekvogels per jaar slachtoffer zullen worden van respectievelijk alternatief 1 en alternatief 2 van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver (zie Tabel 6.14). Veruit de meeste hiervan zijn zangvogels gevolgd door bijna 20 ganzen en zwanen. Verder zullen nog enkele eenden, roofvogels, uilen en steltlopers jaarlijks slachtoffer worden. Het verschil tussen beide alternatieven is zeer beperkt.

In windenergiegebied IJmuiden Ver wordt het effect van beide alternatieven als negatief beoordeeld (-). Er bestaan weliswaar kennisleemten ten aanzien van herkomst, maar de slachtofferaantallen in windenergiegebied IJmuiden Ver verdeeld over het grote aantal trekvogelsoorten zijn zo laag dat dit geen wezenlijk effect kan hebben op bronpopulaties (conform Rijkswaterstaat, 2015). Daarom zijn significant negatieve effecten op Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen als gevolg van aanvaringen op trekvogels uit te sluiten (zie bijlage 9 Passende Beoordeling).

Het doden van trekvogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) kan wel door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming. In bijlage 8 'Soortenbescherming' van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden. Daar is vervolgens ook onderbouwd of de staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

Barrièrewerking

In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekroute. De effecten worden daarom in beide kavels als neutraal beoordeeld

(effectbeoordeling: 0). Er is geen onderscheid tussen de alternatieven, omdat we er bij een barrière vanuit gaan dat het hele windpark omvlogen zal worden, waardoor alleen oppervlakte, oriëntatie en ligging van het windpark van belang zijn en deze factoren zijn voor de diverse alternatieven globaal gelijk. Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000-doelen als gevolg van barrièrewerking op trekvogels zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

Habitatverlies

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het windenergiegebied IJmuiden Ver verblijven, maar er doorheen kunnen vliegen. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Het effect wordt als neutraal beoordeeld (0). Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000-doelen als gevolg van habitatverlies op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten. In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Indirecte effecten

Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet foerageren of langere tijd in het gebied verblijven (effectbeoordeling: 0). Significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000-doelen als gevolg van indirecte effecten op trekvogels zijn dan ook uit te sluiten.

Samenvatting

In Tabel 6.20 is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor vogels tijdens seizoenstrek tijdens de gebruiksfase.

Tabel 6.20 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven IJmuiden Ver op vogels tijdens seizoenstrek.

Effecten windpark	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
Trekvogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0

6.5.7 Effecten op vleermuizen

Aanvaringen

De vastgestelde vleermuisactiviteit ligt in windparken op de Noordzee lager dan in windparken op land in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden. In deze landbouwgebieden vallen de minste vleermuis slachtoffers vergeleken met andere windparken op land. Het gemiddelde aantal slachtoffers varieert hier meestal rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell et al. 2010a; Limpens et al. 2013.). Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal slachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. Wanneer de kleine windturbines (ashoogte < 50 m) buiten beschouwing blijven is er geen duidelijk effect van de windturbine grootte op het aantal slachtoffers. De kans op slachtoffers neemt af met toenemende hoogte. Hogere windturbines hebben echter ook langere rotorbladen en bestrijken daarmee een groter oppervlak, dit vergroot de kans op slachtoffers. Grotere turbines hebben daarnaast een lagere draaisnelheid, dit verkleint

de kans op slachtoffers. Er zijn dus verschillende effecten die tegen elkaar in werken. Hierdoor is er geen eenduidig effect van ashoogte en rotorzone op het aantal slachtoffers (Niermann et al. 2011; Barclay et al. 2007; Rydell et al. (2010a).

Uitgaande van bovenstaande bevindingen, kan een worst case scenario van 1 slachtoffer per turbine per jaar aangehouden worden en de aanname gehanteerd worden dat het aantal slachtoffers bij grotere turbines niet afwijkt van het aantal bij kleinere turbines. Het gebruik van grotere turbines leidt dan tot minder slachtoffers per MW. Op basis hiervan worden in een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver maximaal 67 slachtoffers per jaar verwacht bij alternatief 1 en 50 slachtoffers per jaar bij alternatief 2. Dit slachtofferaantal zou in een worst case scenario voor elke soort afzonderlijk gebruikt kunnen worden.

Gezien de beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee is het realistisch om deze getallen te verdelen op basis van het relatieve voorkomen van ruige dwergvleermuis (95,7%), rosse vleermuis (2,6%), tweekleurige vleermuis (1,2%) en gewone dwergvleermuis (0,5%). Met deze benadering wordt de worst case-schatting voor de ruige dwergvleermuis 64 slachtoffers per jaar voor alternatief 1 en 48 slachtoffers per jaar voor alternatief 2. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 1 slachtoffer per jaar voor zowel alternatief 1 als alternatief 2. Van de overige vleermuissoorten vallen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers. Hiermee worden de effecten voor alternatief 1 met de meeste turbines negatiever beoordeeld (--/-) dan alternatief 2 met de minste turbines (-).

In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Overige effecten

Uit onderzoek blijkt dat vleermuisactiviteit in windparken niet lager ligt dan daarbuiten (Jain et al. 2011). De aanwezigheid van windturbines leidt niet tot verstoring, barrièrewerking of habitatverlies maar heeft eerder een aantrekkende werking (Cryan et al. 2014). Het effect van het windpark wat betreft barrièrewerking en habitatverlies wordt als neutraal beoordeeld (0).

Een indirect effect van windparken wordt veroorzaakt door de verhoogde concentratie van insecten rondom windturbines. Dit trekt vleermuizen aan (Cryan & Barclay 2009), wat tot een verhoogde aanvaringskans en sterfte kan leiden. Een verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert daarentegen een gunstige foeragemogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder aanvaringsrisico. Daarnaast geven windturbines en constructieschepen vleermuizen de mogelijkheid hun lange vlucht te onderbreken om uit te rusten wat de overlevingskansen kan verhogen. Opnames van vleermuizen in offshore windparken bevestigen dit. Op 58 – 69 km uit de kust zijn vleermuizen regelmatig kort na zonsondergang vastgesteld (Lagerveld et al. 2022) die windturbines waarschijnlijk als noodgedwongen tijdelijke rustplaatsen gedurende de dag hebben gebruikt. Vanwege een gebrek aan verdere kennis is het echter op dit moment niet mogelijk om dit effect te verrekenen met het aantal slachtoffers. Op basis van bovenstaande worden indirecte effecten als positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en negatief tijdens de gebruiksfase beoordeeld (eindscore is 0/-).

In bijlage 8 is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden.

Samenvatting

In Tabel 6.21 is de beoordeling van de alternatieven gegeven voor vleermuizen.

Tabel 6.21 Effectbeoordeling van effecten van windpark IJmuiden Ver op vleermuizen

Effecten windpark	alternatief 1	alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
- aanvaringen	-/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-

6.5.8 Effecten op tweebladige in plaats van driebladige turbines

In dit hoofdstuk zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl voor ontwikkelaars van windparken in de kavel ook een optie kan zijn om te kiezen voor twee-bladige turbines. In deze paragraaf wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringssslachtoffers tussen een twee- of driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

Het aantal aanvaringssslachtoffers wordt in de berekeningen van het Band model bepaald door het aantal vogels die het windpark op rotorhoogte passeert, de soortspecifieke aanvaringskansen, en de windparkconfiguratie. Als alle andere parameters ongewijzigd blijven, alleen het aantal turbinebladen wordt verlaagd van drie naar twee, kunnen de vogels met een blad minder in aanvaring komen. De aanvaringskans neemt lineair met het aantal turbinebladen met een derde af, en daardoor ook het aantal aanvaringssslachtoffers wordt een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Tweebladige turbines draaien echter over het algemeen sneller dan driebladige turbines. Dit betekent dat wanneer deze snelheid 1,5x groter is dan driebladige turbines de vermindering in het aantal aanvaringssslachtoffers in theorie weer kan worden opgeheven ($100\% * 0,66$ (rotorbladen) * $1,5$ (snelheid) = 100%). Echter, bij gelijkblijvende omstandigheden zal een tweebladige turbine naar schatting slechts ca. 1,33x sneller draaien dan een driebladige turbine. In de praktijk zal het aantal slachtoffers door tweebladige turbines daarom naar verwachting alsnog lager uitvallen dan driebladige turbines. Bovendien verloopt het verband tussen draaisnelheid en het aantal slachtoffers in het Band-model niet-lineair, wat erop neerkomt dat een verhoging van de draaisnelheid in de meeste gevallen leidt tot een in verhouding minder sterke verhoging van het aantal aanvaringssslachtoffers. Slechts bij een bepaalde optimale draaisnelheid (welke is afhankelijk van de overige turbinespecificaties) zal een verhoging van de snelheid daadwerkelijk leiden tot een evenredige verhoging van het aantal slachtoffers.

In Tabel 6.22 is een voorbeeldberekening gedaan voor de aanvaringssslachtoffers in kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver voor een lokale zeevogel (jan-van-gent), een kolonievogel (kleine mantelmeeuw uit kolonie van Duinen en Lage Land Texel) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels). Let hierbij op dat de variabiliteit rondom de inputparameters in de berekeningen met de sCRM ook van invloed is op de verhouding tussen het aantal slachtoffers met tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Zo zorgt deze variabiliteit voor slechts een klein verschil tussen twee- en driebladige in het berekende aantal aanvaringssslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie van Duinen en Lage Land Texel.

Voor vleermuizen zijn er geen nieuwe berekeningen uitgevoerd, omdat hier het aantal slachtoffers niet met het Band-model is bepaald, en het Wozep programma (nog) niet heeft geleid tot meer nauwkeurige

schattingen van het aantal vleermuisslachtoffers per turbine. Daarom zijn de slachtofferaantallen gebaseerd op een algemene schatting per turbine.

Tabel 6.22 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver bij twee alternatieven, voor representatieve soorten van lokale zeevogels, kolonievogels, en trekvogels, ervan uitgaande dat een tweebladige turbine 1,33x sneller draait dan een driebladige turbine.

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1	Alternatief 2
		67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
Driebladige	jan-van-gent	7	5
	kleine mantelmeeuw	0,360	0,339
	zangvogels	1.162	1.123
Tweebladige	jan-van-gent	6	4
	kleine mantelmeeuw	0,357	0,284
	zangvogels	804	778

6.6 Conclusie

Alternatief 1 (67x15 MW turbines) leidt tot enkele tientallen vogel slachtoffers meer dan Alternatief 2 (50 x 20 MW-turbines). Op basis van de huidige kennis wordt verwacht dat Alternatief 1 met meer en kleinere turbines een groter aantal vleermuis slachtoffers oplevert (naar schatting 67) dan Alternatief 2 (naar schatting 50). Alternatief 2 is daarom het meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het geringere aantal aanvaringsslachtoffers dan bij het andere alternatief met meer turbines, zie Tabel 6.23. De complete effectbeoordeling is samengevat in Tabel 6.25.

Tabel 6.23 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven voor het windpark in IJmuiden Ver op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
<u>Aanlegfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Gebruiksfase vogels</u>		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Broedende (kolonie) vogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-

<u>Trekvogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Verwijderingsfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-

Tevens is ingegaan op het verwachte effect van tweebladige in plaats van driebladige turbines. Indien rekening wordt gehouden met het feit dat een vogel in aanraking kan komen met een wiek minder per turbine, maar de draaisnelheid gemiddeld wel wat hoger ligt van de bladen (circa 1,33x), dan treden naar verwachting minder slachtoffers op bij tweebladige turbines dan bij driebladige turbines.

6.7 Cumulatie

6.7.1 Inleiding

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark. In dit hoofdstuk worden deze cumulatieve effecten besproken.

In het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2014, Van der Wal et al. 2015) dat later geactualiseerd werd naar het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019), met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringsgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke

omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 80 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

Ook wordt in dit MER voor windenergiegebied IJmuiden Ver gekeken worden naar de effecten van dit initiatief in cumulatie met andere initiatieven en plannen in de zuidelijke Noordzee. In voorliggende document zijn dezelfde inputdata gebruikt zoals in KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015), met recente actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek et al. 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbintypes voor (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In bijlage 4, bijlage 5 (specifiek voor jan-van-gent) en bijlage 11 (specifieke toetsing aan aangescherpte ALI-normen) worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten. Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van Rijkswaterstaat (2015) als basis.

6.7.2 Vogels

De geschatte aantallen slachtoffers in dit MER zijn vergeleken met de eerdere schattingen binnen KEC4.0 (Potiek et al. 2022b). Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat binnen KEC4.0 alle vier de kavels voor IJmuiden Ver samengenomen zijn, terwijl bijlage 4 en bijlage 5 (aanvullende analyse jan-van-gent) enkel Kavel I en II behandelt. Bovendien zijn binnen KEC 4.0 soorten gegroepeerd als 'gevoelig voor aanvaringen' en/of 'gevoelig voor habitatverlies', op basis waarvan de grootste effecten verwacht worden. Het doel van voorliggende berekeningen was om voor elke soort een schatting van het totaaleffect van kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver weer te geven en daarom zijn voor alle soorten de aantallen slachtoffers als gevolg van beide oorzaken gezamenlijk doorgerekend.

Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 6.24 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers binnen onze doorrekening voor Kavel I en II zich verhoudt tot de schattingen voor Kavels I t/m IV binnen KEC 4.0.

Tabel 6.24 Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden. * Voor jan-van-gent is in de huidige doorrekening gebruik gemaakt van andere dichtheidsgegevens en een ander uitwijkingpercentage dan in KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER), waardoor de verhouding met KEC 4.0 niet relevant is.

Soort	huidige doorrekening kavel I + II						KEC 4.0 doorrekening IJmuiden Ver kavel I t/m IV			verhouding huidige doorrekening versus KEC 4.0	
	Alternatief 1			Alternatief 2			aanvaringen	habitatverlies	totaal	* alternatief 1	* alternatief 2
	aanvaringen	habitatverlies	totaal	aanvaringen	habitatverlies	totaal					
jan-van-gent	14	1	15	10	1	12	219	6	225	*	*

kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

De cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. De toetsing van de cumulatieve scenario's ten opzichte van de referentiesituatie zijn uitgevoerd met behulp van soortspecifieke drempelwaarden: Acceptable Levels of Impact (ALIs) (Potiek et al. 2022a). Deze soortspecifieke ALIs zijn in de vorm van: De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorte populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Zie bijlage 4 voor een nadere beschrijving en bijlage 11 over de aangescherpte ALIs.

Binnen KEC 4.0 zijn de geschatte effecten op populatieniveau getoetst met behulp van de ALI-drempelwaarde (Potiek et al. 2022a, b). Hierbij werd de drempelwaarde overschreden voor zowel het nationale scenario tot 2030 als het internationale scenario voor **jan-van-gent** en **zilvermeeuw**.

Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidig geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen. Vervolgens zijn er populatiemodellen gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en voor soorten waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten: **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw**, **noordse stormvogel**, **jan-van-gent** en **zilvermeeuw**. Bovendien blijkt uit de Soortenbijlage van het MER dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidig geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen. Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0 standhouden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden. In aanvulling hierop is in bijlage 11 getoetst aan de inmiddels aangescherpte ALI-normen.

Conclusies cumulatieve impact lokaal verblijvende niet-broedvogels

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor zilvermeeuw en jan-van-gent wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Voor de zilvermeeuw kan dit deels komen door het lagere aantal slachtoffers dat wordt voorspeld voor kavel I en II ten opzichte van de berekeningen in het KEC 4.0 voor IJmuiden Ver, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's. Daarnaast zijn bij de berekeningen voor jan-van-gent in het kader van het MER voor IJmuiden Ver kavel II aanvullende dichtheidskaarten en een ander uitwijkpercentage gehanteerd dan in de berekeningen voor het KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER).

Aanvullend hierop zijn soorten getoetst waarvan de ALI-normen zijn aangescherpt (zie bijlage 11 van het MER). Conclusie daaruit is dat ook op basis van deze nieuwe ALI-normen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten kunnen worden, met uitzondering voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027). In het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) kunnen significant negatieve effecten voor alk en zeekoet wel worden uitgesloten. De bijdrage van windparken in kavel I / IV aan het cumulatieve aantal slachtoffers in alle offshore windparken in de Zuidelijke Noordzee (internationale scenario) is echter verwaarloosbaar (0,03% voor zeekoet en 0,06% voor alk). Dit komt doordat de aantallen slachtoffers in Britse en Duitse windparken vele malen hoger liggen omdat deze dichterbij broedkolonies zijn gelegen. In het geval van de zeekoet en de alk worden slachtoffers bijna uitsluitend verwacht als gevolg van habitatverlies.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden en wordt alleen de nieuwe ALI-norm voor zeekoet en alk in het internationale scenario overschreden, waarbij vermeldt moet worden dat de bijdrage van windparken in IJmuiden Ver I/IV verwaarloosbaar is op basis van zware worst-case aannames.

Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Wanneer de effecten als gevolg van aanvaringen door alle geplande windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee tot 2030 in cumulatie bekeken worden, dan zijn voor geen van de soorten significant negatieve effecten berekend op de Noordzee populatie. Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel. In de Passende Beoordeling (bijlage 9) wordt geconcludeerd dat significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie zijn uitgesloten.

Broedende kolonievogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie zijn gebaseerd op de aantallen aanvarings-slachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in

de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). Zodoende kan het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies berekend worden voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (zie Tabel 6.25).

Tabel 6.25 Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies. Voor de slachtofferaantallen van IJmuiden Ver Kavel II en de berekening van additionele sterfte, zie paragraaf 6.5.5. De slachtofferaantallen van de overige windparken zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.

	Duinen en L. L. Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub - THREE	1	-	0
EnBW He Dreiht	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Totaal aantal	6	1	3
IJmuiden Ver I - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%
IJmuiden Ver I - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%

Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel betreft voor beide alternatieven 7 slachtoffers. Deze aantallen komen neer op een additionele sterfte van 0,47% van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel II. Daarnaast betreft het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen Vlieland voor beide alternatieven 1 slachtoffer, wat op een additionele sterfte van 0,14% van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel II betekent. Tot slot vallen onder kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Waddenzee voor beide alternatieven 3 slachtoffers, wat leidt tot een additionele sterfte van 0,08% van de natuurlijke sterfte. Dit houdt in dat de effecten in alle gevallen minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de soort bedragen en volgens het ORNIS-criterium is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor dus ook geen aantasting van de staat van instandhouding van de soort. Op basis hiervan concluderen we dat significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op broedende kleine

mantelmeeuwen afkomstig uit de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee met zekerheid zijn uit te sluiten.

Vogels tijdens seizoenstrek

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden et al. 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

6.7.3 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn, is niet goed bekend. De ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gemaakt in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de Potential Biological Removal (PBR) van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Dit is een methode waarmee een inschatting gemaakt kan worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden. Deze PBR-waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curve en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot een PBR-waarde van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden (Rijkswaterstaat 2015).

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populatie, nemen we bestaande of vergunde windparken mee in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2022 zou het aantal turbines in de zuidelijke Noordzee t/m IJmuiden Ver in 2027 op 7.169 uitkomen (cf. Potiek et al. 2022b). Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuisslachtoffer zal vallen kan cumulatief ook met 7.169 vleermuisslachtoffers per jaar worden gerekend. Van het totaal aantal vleermuizen in de zuidelijke Noordzee wordt het aandeel ruige dwergvleermuizen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 2,6% (Rijkswaterstaat 2015). Daarmee kunnen de jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen op 6.861 en onder rosse vleermuizen op 186 dieren worden geschat. Door toepassing van een stilstandvoorziening (zie paragraaf 6.8.2) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd. Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 4.109 dieren, ruim boven de PBR van 1.905 dieren, en onder rosse vleermuizen op 112 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren.

Conclusie

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015, Leopold et al. 2020). Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst case-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. Belangrijke kanttekening hierbij is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.

6.8 Mitigerende maatregelen

De volgende mitigerende maatregelen zijn te nemen om effecten te verzachten of teniet te doen, onderverdeeld naar de fase van een windpark.

6.8.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn van de aanleg en verwijdering van windturbines op zee dan vinden die alleen plaats in de maanden dat er relatief grote aantallen verstoringgevoelige zeevogelsoorten in het gebied aanwezig zijn. Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn. Vanaf juni tot en met september is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringgevoelige soorten (alk en zeekoet, en eventueel ook duikers en zee-eenden) dan elders verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zou 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur, zoals groen of blauw (zie Poot et al. 2008).

6.8.2 Operationele fase

Uit dit hoofdstuk blijkt dat alternatief 2 de minste impact op vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver worden geminimaliseerd door zo een klein mogelijk aantal

grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Bovendien worden in het algemeen bij windturbines met hogere tiplaaftes minder aanvaringslachtoffers berekend dan bij lagere tiplaaftes. Daarnaast blijkt dat bij tweebbladige turbines minder aanvaringslachtoffers vallen dan bij driebladige turbines, indien dezelfde optimale rotorsnelheid en rotordiameter wordt gehanteerd. Tweebbladige turbines hebben daarom de voorkeur als er gestreefd wordt om de aantallen aanvaringslachtoffers te minimaliseren, echter zijn tweebbladige turbines slechts beperkt beschikbaar.

Vogels

Onduidelijk is of verdere **inrichtingsmaatregelen** nog effect sorteren op zeevogels, omdat de mate van habitatverlies van verschillende configuraties van windturbines, de stimulus voor habitatverlies, alsook de mate waarin vogels uiteindelijk zullen wennen aan windturbines, nog niet goed bekend zijn. Eerder onderzoek suggereert wel dat de configuratie van het park, en dan met name de aanwezigheid van corridors, gunstig kan uitpakken voor sommige soorten. Aan de oostkust van Engeland bleken groepen ganzen bijvoorbeeld gebruik te maken van een corridor tussen twee opstellingen van windparken (Plonczkier & Simms 2012). Ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar er alleen een enkele rij turbines stond en leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in plaats van langs draaiende turbines (Krijgsveld et al. 2011). Het is echter onbekend wat de minimale breedte van een 'corridor' zou moeten zijn.

Het effect van een **alternatieve vorm** van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In theorie zou een langwerpige opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico beperken. Langs de kust overheerst de noord-zuid trek. Gezien de ligging van het windenergiegebied IJmuiden Ver speelt de oost-west trek (naar de Britse eilanden) naar verwachting een minder grote rol. Er is onvoldoende bekend om een bepaalde voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren. De onderlinge afstand tussen turbines lijkt uit eerder onderzoek wel van belang voor vermijdingsgedrag van vogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP lijkt naar voren te komen dat in parken met een hoge dichtheid aan turbines een grotere verstoring wordt gevonden dan in parken waar de turbines verder uit elkaar staan, hoewel ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tiplaaftes mogelijk een rol spelen (Leopold et al. 2011, 2012; Skov et al. 2017).

Op grond van de resultaten van Deense studies in Horns Rev en Nederlandse studies in OWEZ moet worden aangenomen dat het windpark, inclusief een zone van in ieder geval enkele honderden meters eromheen, gemeden zal worden door jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen er zullen blijven komen. Dit beperkte effect sluit inrichtingsalternatieven op detailniveau binnen het windpark uit; alleen op grotere afstand van het windpark kunnen inrichtingsalternatieven wellicht effect sorteren. Effecten van inrichtingsalternatieven als ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de windturbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines op verstoring van zeevogels, zijn onbekend. Op dit moment kan daarom alleen gesteld worden dat een groter habitatverlies vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die dus tot een groter habitatverlies leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn dus relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig (grote) turbines mogelijk weer gunstiger doordat verstoring tussen turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels wel tussendoor durven.

Het **vergroten van de detectiekans van vogels voor turbines** kan leiden tot een vermindering van het aantal aanvaringslachtoffers. Wel zijn deze soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen. Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op succes wordt geboden door maatregelen als het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. Zo toonden May et al. (2020) in Noorwegen aan dat het zwart werven van turbinebladen mogelijk het aantal slachtoffers kan verminderen. Direct licht is waarschijnlijk niet geschikt omdat dit 's nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg heeft.

Voor passerende trekvogels kunnen verschillende inrichtingsalternatieven (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) wel een effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Ook is recent binnen de kaders van het Wozep onderzoeksprogramma gestart met de ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste, ruimschoots van tevoren voorspelde momenten (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer) stilgezet kunnen worden. Er zijn momenteel geen resultaten beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een basisalternatief zou kunnen betekenen. Bovendien kleven aan diverse maatregelen, zoals verlichting, weer andere nadelen zoals het risico op aantrekking.

Verschillende onderzoeken leveren geen eenduidige conclusie over welk type **turbineverlichting** het best gebruikt kan worden om het aantal aanvaringen met windturbines te verminderen. Uit een experimenteel onderzoek op de Noordzee bleek dat continue (niet-knipperend) rood licht minder nachtelijke trekvogels aantrekt dan continu groen, blauw en wit licht. Ook bleek dat knipperend licht (1s aan, 1s uit) minder vogels aantrekt dan continu licht (Rebke et al. 2019). Wel heeft onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek)vogels aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie et al. 2009). Daarentegen bleek dat blauw licht nauwelijks verstoring werkt op trekvogels, evenals groen licht; 80% van de vogels vliegt ongestoord verder (Poot et al. 2008, Van der Laar 2007). In tegenstelling tot blauw licht is groen licht ook geschikt voor werkomstandigheden en ook voor een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het, in tegenstelling tot de situatie op een gasplatform op zee, alleen om navigatieverlichting en niet (ook) om werkverlichting. Omdat werkverlichting veel sterker is dan navigatieverlichting valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt. Er dient bovendien te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-richtlijnen (IALA 2008) en wensen van het bevoegd gezag. De grootste winst is te behalen door de verlichting op de turbines juist tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker niet gunstig om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Verlichting op (grote) werkschepen kan een probleem zijn als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl de windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Onderzoek wordt gedaan naar **stilstandvoorzieningen** op land tijdens piekmomenten van vogelactiviteit. Op momenten dat veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen (een zogeheten 'reactieve stilstandvoorziening'). Deze techniek wordt in enkele bestaande vergunningen al voorgeschreven, maar staat nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog voornamelijk in testprojecten toegepast. Daarnaast wordt er momenteel binnen het Wozep onderzoeksprogramma gewerkt aan een vogeltrekvoorspelmodel dat als input moet dienen voor een proactieve stilstandvoorziening, waarbij turbines voorafgaand aan voorspelde piekmomenten van vogelactiviteit uitgeschakeld kunnen worden. Door Krijgsveld et al. (2015)

is een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven de Noordzee en is een inschatting gedaan welk mitigerend effect een goedwerkende stilstand voorziening zou kunnen hebben. Uit deze analyse bleek dat trekpieken op rotorhoogte tijdens relatief weinig nachten per jaar voorkomen (gem. 10 nachten per jaar waarop meer dan 1,5% van de jaarlijkse flux doortrekt). Tijdens deze tien nachten komen gemiddeld 7 vogels per turbine per jaar in aanraking met turbines. Verder kan het Wozep voorspelmodel mogelijk niet alleen een temporele differentiatie maar ook een ruimtelijke differentiatie in het voorkomen van pieknachten in de vogeltrek bieden. De eerste resultaten van dit onderzoek laten namelijk zien dat de herkomst van trekvogels boven de Noordzee afhankelijk is van windrichting en tijd van het jaar (Bradarić et al. 2020). Zodoende zouden bij bepaalde omstandigheden windparken gericht stilgezet kunnen worden waar de trekpieken verwacht worden.

Het positieve effect van stilstaande turbines kan ook bereikt worden door slim **plannen van onderhoudswerkzaamheden**. Naast reparatiewerkzaamheden moeten de turbines namelijk jaarlijks onderhouden worden wat vooraf ingepland kan worden. Door dit bijvoorbeeld in de vroege zomer in te plannen, wanneer de weersomstandigheden voor onderhoud gunstig zijn en relatief weinig opbrengstverlies is door lage windsnelheden, kunnen tegelijkertijd de hoge aantallen aanvaringslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen verminderd worden.

Vleermuizen

De beste methode om het aantal aanvaringslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn (Smallwood & Bell 2020). Het is aangetoond dat het verlagen van de draaisnelheid tot 1-2 rpm de vleermuissterfte met 44 - 93% kan verminderen (Baerwald et al. 2009). Bij nieuwe offshore turbines is de tipsnelheid van de rotorbladen bij 1 rpm ca. 30 km/h. Bij 2 rpm is de tipsnelheid twee keer zo groot. Volgens verwachtingen (op basis van verkeersslachtoffers) zullen bij 1 rpm geen slachtoffers vallen, en bij 2 rpm bestaat er een geringe kans voor slachtoffers. Op basis van metingen van vleermuisactiviteit en bijhorende weersgegevens in bestaande Nederlandse offshore windparken heeft Boonman (2018) berekend dat een stilstandvoorziening het aantal slachtoffers met ongeveer 40% kan verlagen (Boonman 2018).

Aanvankelijk werd voor de windparken op zee de volgende stilstandvoorziening voor vleermuizen voorgeschreven (<http://wetten.overheid.nl/BWBR0037802/2017-11-08>):

“... Daarom is gekozen voor een maatregel waar de cut-in windspeed van de turbines wordt verhoogd naar 5,0 m/s op ashoogte gedurende de periode van 15 augustus tot en met 30 september tussen 1 uur na zonsopgang tot 2 uur voor zonsopkomst. Beneden deze windsnelheid moet het aantal rotaties per minuut per windturbine tot minder dan 1 worden gebracht.”

Boonman (2018) liet zien bleek dat deze stilstandvoorziening niet optimaal is omdat een belangrijk deel van de vleermuisactiviteit bij windsnelheden boven de 5 m/s plaatsvindt (uitgaande van windsnelheid op gondelhoogte). Een hogere startwindsnelheid dan 5 m/s is wenselijk bij wind uit oostelijke richting wanneer de temperatuur boven de 11 graden ligt. De optimale stilstandvoorziening is uiteengezet door Boonman (2018). Deze stilstandvoorziening verlaagt de kans op slachtoffers zonder dat dit tot extra energieverlies zal leiden ten opzichte van de ‘oude’ stilstandvoorziening.

Omdat de vleermuisactiviteit verder op zee naar verwachting afwijkt van de locaties dichtbij de kust heeft RWS Zee en Delta besloten om voor IJmuiden Ver een nieuwe stilstandvoorziening te bepalen. Deze nieuwe stilstandvoorziening (Boonman, 2022) is gebaseerd worden op metingen van de vleermuisactiviteit

ver op zee (o.a. platforms K13, P6, P9, P11). De nieuwe stilstandvoorziening zal naar verwachting aan gelijke reductie (40%) van het aantal slachtoffers tweeweg brengen.

Samenvatting

Er zijn diverse mogelijkheden om effecten van windturbine(parken) op vogels te beperken, met name in het geval van het beperken van aantallen aanvaringsslachtoffers (aantallen en grootte turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Van grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen (zowel lokale vogels (broedend en niet-broedend) als vogels op seizoenstrek) is de grootte en snelheid van de rotoren. Grotere, en daarmee minder, turbines, veroorzaken in totaal minder slachtoffers. Aanpassingen aan de werkingstijd van turbines ('temporary shutdown') in combinatie met een detectiesysteem van verhoogde vogelactiviteit op rotorhoogte ('early-warning stopping mechanism') bieden mogelijk ook kansen voor mitigatie van aanvaringseffecten tijdens piekmomenten van trek (Krijgsveld et al. 2015, May et al. 2015). Een voorbeeld hiervan is de recente ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste momenten, die ruimschoots van tevoren worden voorspeld (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer), stilgezet kunnen worden.

Verder zijn er diverse maatregelen mogelijk om de detectiekans te vergroten, maar deze zijn soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May et al. 2015). Hierbij kan worden gedacht aan verschillende typen stimuli die een reactie tweeweg kunnen brengen bij vogels. De frequentie en intensiteit moeten echter dermate onderscheidend zijn dat geen gewenning optreedt. De grootste kans op succes van deze maatregelen heeft het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen.

De beste methode om het aantal aanvaringsslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn.

6.8.3 Verwijderingsfase

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringsevoelige soorten zeevogels hoog zijn, dus in najaar, winter en vroege voorjaar. Daarnaast kan wellicht een methode van slopen gevonden worden die relatief weinig geluid produceert of waarmee snel de klus geklaard kan worden. Tevens is het van belang om net als tijdens de aanlegfase het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting en een 'vogelvriendelijke' kleur toe te passen (zie vorige paragraaf).

6.9 Leemten in kennis en informatie

Er zijn leemten in kennis over aanvaringsrisico's, barrièrewerking en verstoring als gevolg van windparken op zee (zowel overdag als 's nachts). Met name soortspecifieke kennis ontbreekt. Validatie van modellen om aanvaringsslachtoffers te voorspellen op zee ontbreekt. Ook over verstoringsevoeligheden en verstoringafstanden van zeevogels zijn nog leemten in kennis, evenals in hoeverre vogels kunnen wennen aan windparken. Op basis van literatuur is aangenomen dat 10% van de verstoorde vogels sterft. Het is niet bekend in hoeverre deze aanname overeenkomt met de werkelijkheid, maar wel kan worden gesteld dat 10% aan de veilige kant is (worst-case aanname).

Voor vleermuizen geldt dat er leemtes in kennis zijn ten aanzien van de basiskennis over populatieomvang en soortspecifieke verspreiding. Onbekend is het relatieve belang van de Noordzee voor verschillende soorten vleermuizen en hun veranderingen in gedrag als gevolg van windparken.

6.10 Grensoverschrijdende effecten

Broedvogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt niet binnen de foerageerrange van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

Niet-broedvogels

Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel.

In dit hoofdstuk en de Passende Beoordeling is geconcludeerd dat significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie zijn uitgesloten. Dit geldt ook voor buitenlandse Natura 2000-gebieden.

7 Onderwaterleven

7.1 Inleiding

In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat Kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver zal bestaan uit 67 windturbines van 15 MW óf 50 turbines van 20 MW. Voor de berekeningen is er niet alleen uitgegaan van monopilefunderingen, maar is ook de mogelijke toepassing van tripod- of jacketfunderingen onderzocht. Voor die funderingstypen worden per windturbine respectievelijk 3 of 4 (dunnere) palen geheid. Deze worden vooral toegepast in dieper water. Zie ook Tabel 7.1.

Tabel 7.1 Turbinevarianten waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	Monopaal	Monopaal	Tripod	Jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter (m)	9	15	5	3
Hamerenergie (kJ)	4000	7000	2000	2000

In Tabel 7.2 is de onderzochte bandbreedte weergegeven.

Tabel 7.2 Bandbreedte van alternatieven voor onderwaterleven.

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	67	50
Geïnstalleerd vermogen per turbine	15 MW	20 MW
Aantal fundaties per dag	2 turbinelocaties per 3 dagen	2 turbinelocaties per 3 dagen
Geluidsnorm	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (op 750m)	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (op 750m)
Netto heitijd per monopile-fundering	2 uur	2 uur
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden	3,5 tot 4 maanden	2,5 – 3,5 maanden

In dit hoofdstuk worden de effecten van de kavel op het onderwaterleven ten opzichte van de huidige situatie, en de onderlinge verschillen tussen alternatief 1 en alternatief 2.

7.2 Beoordelingskader

7.2.1 Benthos (bodemdieren) en vissen

Om inzicht te krijgen in het belang van het plangebied voor bodemdieren en vissen wordt de huidige situatie eerst beschreven op de schaal van het Nederlands Continentaal Plat. Vervolgens wordt de directe omgeving van het plangebied nader beschreven. Bij het beschrijven van de huidige situatie is specifieke aandacht besteed aan soorten die beschermd zijn in nationale en internationale beleidskaders. Voor de autonome ontwikkeling (ontwikkeling zonder windpark) is gebruik gemaakt van bestaande rapporten die ingaan op langjarige trends van bodemdieren en vissen, en factoren die hierop van invloed zijn geweest.

Bij de effectbeschrijvingen is vooral gebruik gemaakt van de resultaten van ecologische effectenstudies van het Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ), het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 4.0) en de tussentijdse resultaten van het Wind op Zee Ecologisch Programma (WOZEP). De opgedane kennis uit deze effectenstudies is ook gebruikt in de milieueffectrapporten voor de kavels in windenergiegebieden Borssele en Hollandse Kust (zuid), Hollandse Kust (noord) en Hollandse Kust (west), waarop de effectbeoordeling voor de kavel in IJmuiden Ver tevens is gebaseerd.

Voor het beoordelingskader is aangesloten bij doelen van (inter)nationale wetgeving (zie hoofdstuk 2) en parameters die gebruikt worden om te toetsen of deze doelen gehaald worden. Doelen van (inter)nationale wetgeving zijn vooral gericht op het behoud of versterking van biodiversiteit en bescherming van soorten van speciaal (commercieel) belang. Veelgebruikte parameters om te toetsen of doelen gerealiseerd worden, zijn de biodiversiteit (uitgedrukt in het aantal soorten), de soortensamenstelling en aantallen, dichtheden en biomassa's van aanwezige soorten.

Het aanleggen van een windpark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale vis- en benthosgemeenschappen. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende categorieën:

- Effecten van bodemberoering tijdens de constructie, leidend tot vertroebeling en habitatdestructie.
- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de constructie en de exploitatie.
- Effect van magnetische straling tijdens de exploitatie.
- Effect van verbod op sleepnetvisserij in windparken tijdens exploitatie.
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren tijdens exploitatie.

7.2.2 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging, habitatverlies en barrièrewerking. Tijdens de aanleg en het seismisch onderzoek kunnen de effecten van geluid mogelijk aanzienlijk zijn. De verstoring is echter tijdelijk. Tijdens de exploitatiefase is het onderwatergeluid beperkt, maar wel van langdurige aard. Verder kan de aanwezigheid van scheepvaart ten behoeve van aanleg, exploitatie en verwijdering van de funderingen, windturbines en kabel leiden tot verstoring. Het aanleggen van de kabels en het verwijderen van kabels en funderingen kan leiden tot een beïnvloeding van de waterkwaliteit (slibpluim) die effecten kan hebben op het foerageergebied. Het fysieke ruimtebeslag (de oppervlakte die de funderingen in beslag nemen) van het windpark is dermate gering afgezet tegen het totale leefgebied van zeezoogdieren, dat dit te verwaarlozen is. Eventueel verloren gaan van foerageergebied is alleen gerelateerd aan het onderwatergeluid van de windturbines in de gebruiksfase.

7.2.3 Beoordelingscriteria en effectbeoordeling

In Tabel 7.3 wordt per soortengroep het beoordelingskader gegeven. Hierbij wordt per effecttype de worst-case situatie binnen de gestelde bandbreedte beoordeeld. Indien er sprake is van grote effecten dan worden ook alternatieve aanlegfasen beoordeeld als mogelijke mitigerende maatregel.

Tabel 7.3 Beoordelingscriteria en onderwaterleven

Aspect	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling
Onderwaterleven	Bodemdieren en vissen Aanleg - geluid/trillingen - Bodemberoering	Bodemdieren & vissen
	Gebruik - Geluid/trillingen - Bodemberoering - Aanwezigheid harde structuren - Aanwezigheid van EMV - Verbod bodemberoerende visserij in windpark	Verstoring Aantasting Habitatverlies
	Verwijdering - Idem aanleg	
	Zeezoogdieren Aanleg Verstoring, barrièrewerking, habitatverlies, verandering foerageermogelijkheden door geluid en trillingen bij aanleg funderingen Fysieke aantasting Gebruik Verstoring door geluid en trillingen turbines Verstoring door geluid en trillingen scheepvaart (onderhoud)	Zeezoogdieren Verstoord oppervlak (km ²) Aantal verstoorde dieren Tijdsduur van de verstoring Aantal aangetaste dieren
	Verwijdering Idem aanleg	

7.3 Huidige situatie en autonome ontwikkeling

7.3.1 Benthos

Het benthos omvat de bodemfauna van de zee en bestaat uit een diverse gemeenschap van soorten met een mobiele (bijv. krabben, garnalen, wormen en zeesterren) of vastzittende (bijv. anemonen en zakpijpen) levenswijze. In de Noordzee wordt doorgaans onderscheid gemaakt tussen benthosgemeenschappen op hard substraat (zowel van nature voorkomende harde substraten zoals stenen, grind of schelpdierbanken als kunstmatige harde substraten zoals scheepswrakken, dijken, kunstwerken en platforms inclusief windturbines op zee) en zacht substraat (zachte bodems bestaande uit bijv. zand, slib, klei of veen). Soorten hebben uiteenlopende groottes en voedselstrategieën; zo zijn er filter feeders, roofdieren en aaseters. Typisch in het benthos van de Noordzee is het voorkomen van 'biogene riffen': soorten die plaatselijk zeer talrijk aanwezig zijn, een habitat op zichzelf vormen en een belangrijke schakel zijn in de voedselketen van de Noordzee, bijv. schelpdierbanken van mosselen en oesters en banken van schelpkokerwormen.

Het benthos van de Noordzee is soortenrijk en vertoont een zeer sterke regionale variatie. Voor Nederland wordt doorgaans gesproken over de benthosgemeenschap van het Nederlands Continentaal Plat (NCP).

De meest soortenrijke benthosgemeenschappen van het NCP bevinden zich op de Doggersbank, de Oestergronden en het Friese Front (Craeymeersch et al. 2008; Daan et al. 2009). De Nederlandse Noordzeekustzone is aanzienlijk soortenarmer, onder andere door een lagere saliniteit, hogere variabiliteit in klimatologische en hydrologische omstandigheden en verstoring door de mens, zoals vervuiling en eutrofiëring (Craeymeersch et al. 2008). In paragraaf 7.3 van Bijlage 4 is de huidige situatie van benthos in en nabij het plangebied nader beschreven.

In Nederland is geen rode lijst voor mariene benthossoorten. Wel is in de Kaderrichtlijn Mariene Strategie het streven naar de terugkeer en het herstel van biogene riffen genoemd (Min. IenW & Min. LNV, 2018). Voor een aantal rifbouwende soorten zijn dan ook OSPAR-aanbevelingen uitgebracht over bescherming en/of herstel van de soorten en/of de habitats die zij vormen (OSPAR Commission 2013a, 2013b, 2013c, 2015). Deze soorten en habitats staan op de OSPAR-lijst van bedreigde of achteruitgaande soorten en habitats (OSPAR Commission 2008). Naast biogene riffen zijn ook de noordkromp en de purperslak opgenomen in de OSPAR-lijst.

Aanwezigheid beschermde soorten en biogene riffen

Binnen het plangebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschappen. Wel zijn nabij het plangebied in het kader van het MWTL-bemonsteringsprogramma de benthische soorten gemonitord met een bodemschaaf en boxcore, en heeft Oceana er twee bodemsurveys uitgevoerd.

In het plangebied komen zover bekend geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos et al. 2016) zoals de noordkromp (*Artica islandica*), purperslak (*Nucella lapillus*) en platte oester (*Ostrea edulis*). Met de voorspelde verspreiding lijken Sabellaria-banken, die beschermd zijn krachtens de OSPAR lijst als bedreigd habitat, voornamelijk buiten het Nederlandse deel van de Noordzee voor te komen in dynamische gebieden dicht bij de Engelse kust (Herman & van Rees 2022).

Echter, op de Bruine Bank zijn wel Sabellaria-banken aangetroffen (van der Reijden et al. 2019). Naast de Bruine Bank zijn Sabellaria-banken in het Nederlandse deel van de Noordzee vooralsnog enkel bekend van het Friese Front (observatie NIOZ Forage Fish Survey 2019⁵¹). Individuele Sabellaria is wel op meerdere andere locaties op het NCP waargenomen, maar hierbij vervullen ze niet de belangrijke riff-functie. Gezien de nabijheid van de Sabellaria-banken op de Bruine Bank en de vergelijkbare habitat bij het plangebied is er een redelijke kans dat deze ook in het plangebied aanwezig zijn.

7.3.2 Vissen

In de gehele Noordzee zijn 266 vissoorten waargenomen die potentieel deel uitmaken van de Noordze-visgemeenschap, exclusief obligate zoetwatersoorten die incidenteel in estuaria aangetroffen worden (Daan, 2005), waarvan 138 op het NCP (Bos et al. 2016). In de visgemeenschap van de Noordzee kan onderscheid gemaakt worden tussen soorten met een pelagische (in de waterkolom) levenswijze (zoals haring en kabeljauw) en soorten met een bodemgebonden levenswijze (bijv. platvissen en grondels). Voor de verspreiding van bodemgebonden vissen geldt dat de hoogste aantallen gevonden worden gevonden in diep water, met bodems bestaande uit grof sediment. Niet-bodemgebonden vissen zijn talrijker langs de kust en in het noordelijke deel van het continentaal plat. Daarnaast zijn de trekvissen in grotere dichtheden

⁵¹ <https://www.nioz.nl/en/blog/niozatsea-north-sea-expediton-22-29-oktober-2019>

aanwezig nabij de riviermondingen. In paragraaf 7.2 van Bijlage 4 is de huidige situatie van vissen relevant voor het plangebied nader beschreven.

Binnen het plangebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen. Wel is er data van gestandaardiseerde visbemonsteringen uit de omgeving beschikbaar, waar informatie aan ontleend kan worden. Ook binnen het MWTL-bemonsteringsprogramma worden visdata ingewonnen. Zo is bij het bodemschaven ook de visvangst geregistreerd, al is deze methodiek niet specifiek ontwikkeld op het bemonsteren van vis. Voor dit MER is de data gebruikt van negen monsterlocaties op de Bruine Bank die zijn bemonsterd in 2019 en 2021. De monsterpunten op de Bruine Bank liggen dicht bij het plangebied en gezien de overeenkomsten in habitat is het aannemelijk dat er grote gelijkenissen zijn in het voorkomende onderwaterleven.

Viseieren en -larven

Viseieren en larven worden het hele jaar door aangetroffen in de wateren van het NCP, maar in het zuidelijk deel van de Noordzee worden de hoogste aantallen eieren gevonden van januari tot mei, en de hoogste aantallen vislarven van april tot en met juni (van Damme et al. 2011). De anadrome vissoort Atlantische steur (*Acipenser sturio*), beschermd conform het Soortendeel van de Wet Natuurbescherming, komt in zeer lage getalen voor in open zee waar ze nabij de bodem leven. Er is één bijzondere melding van de vangst van een Atlantische steur bij de Bruine Bank in 2016 (Nature today, 2017). In paragraaf 4.1 van Bijlage 4 is ook de huidige situatie van de viseieren en larven relevant voor het plangebied nader beschreven.

7.3.3 Zeezoogdieren

Soorten en beschermingsregime

Door de aanleg en daaropvolgend de exploitatie, het onderhoud en de uiteindelijke verwijdering van het windpark treden mogelijk effecten op het gedrag en/of de conditie van zeezoogdieren in de Noordzee op. Het gaat daarbij voornamelijk om zeehonden en bruinvissen. Andere soorten zeezoogdieren trekken zelden en onregelmatig door de Nederlandse wateren (zie bijvoorbeeld: Geelhoed SCV & T. van Polanen Petel, 2011). Dit komt doordat het zwaartepunt van hun leefgebied elders ligt. Dit is het geval bij de witsnuitdolfijn (*Lagenorhynchus albirostris*), dwergvinvis (*Balaenoptera acutorostrata*) en de tuimelaar (*Tursiops truncatus*lge). De aanwezigheid in het plangebied van deze soorten is dermate incidenteel dat geen belangrijke effecten van de aanleg, exploitatie of verwijdering van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populatie van deze soorten mogelijk zijn. Deze soorten worden daarom niet verder behandeld.

De bruinvis is beschermd onder verschillende conventies en verdragen, zoals de Conventie van Bern en de Conventie van Bonn en is gekwalificeerd als beschermde soort onder de Europese Habitatrichtlijn (Bijlage II en IV). Op basis van beschikbare informatie over de specifieke ecologische functie voor de bruinvis kan geen onderscheid gemaakt worden ten aanzien van het belang van afzonderlijke gebieden enerzijds en de rest van de Noordzee anderzijds. Bescherming van de sterk mobiele soort in een specifiek gebied is daarom niet geëigend, maar moet aansluiten bij de relevante ecologische schaal van het voorkomen van de populatie bruinvissen (het zuidelijke deel van de Noordzee).

De gewone zeehond en de grijze zeehond zijn eveneens beschermd onder verschillende conventies en verdragen. Beide soorten zijn gekwalificeerd als beschermde soorten onder de Europese Habitatrichtlijn (Bijlage II en V).

Bruinvis

Habitat

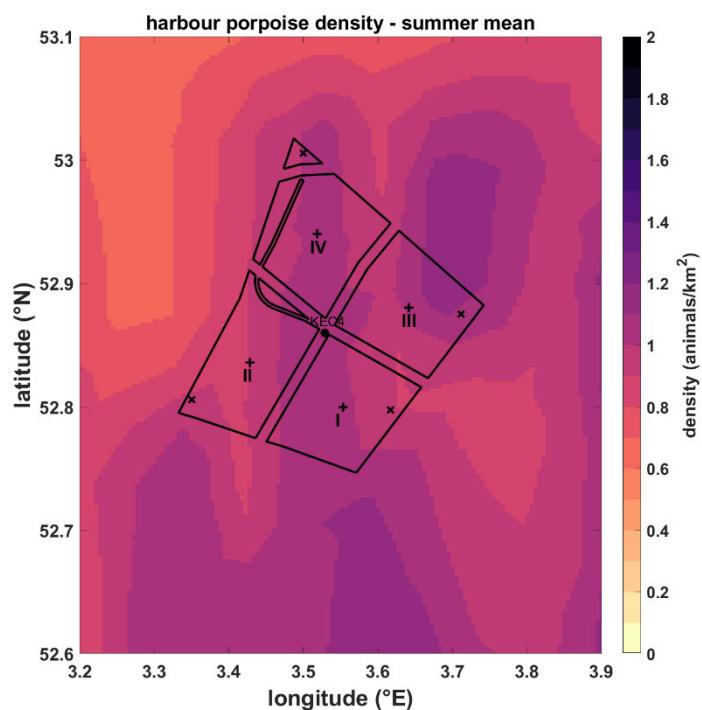
Van de walvisachtigen (Cetacea) is de bruinvis (*Phocoena phocoena*) de enige soort die met grote regelmaat in de Nederlandse kustwateren wordt gesignaleerd. De bruinvis is vooral een soort van het relatief ondiepe water van kustzeeën (zoals het NCP) en estuaria, maar wordt ook wel verder van de kust aangetroffen en tot op diepten van meer dan 200 meter (Goodson 1996, Read 1997). Ze zijn het talrijkst in relatief ondiepe kustwateren en zij foerageren vaak op de zeebodem. Ze eten verschillende soorten pelagische en demersale vis, maar ook inktvis, schaaldieren en borstelwormen (Camphuysen & Siemensma, 2011). De bruinvis leeft incidenteel in groepen van meer dan 100 dieren, maar meestal in losse verbanden. Onderzoek (Jansen, 2013) heeft uitgewezen dat verreweg het grootste aandeel van het dieet van bruinvissen uit pelagische en schoolvormende vissoorten bestaat.

Aantallen

In de eerste helft van de vorige eeuw was de bruinvis algemeen voorkomend in de Nederlandse kustzone, vanaf ongeveer 1940 werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt de bruinvis zich weer vrij algemeen voor onze kust op. Vermoed wordt dat bij deze verschuiving (en dus geen absolute toename) voedselgebrek in het noordelijke deel van de Noordzee een rol speelt. Latere studies laten deze toename nog duidelijker zien (deze toename wordt ook bevestigd door de waarnemingen van Geelhoed et al. (2010-2019)).

Voor bruinvissen is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 7.1 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

Figuur 7.1 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Zeehond

In Nederlandse wateren komen twee soorten zeehonden voor, gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Zowel de gewone als de grijze zeehond worden genoemd in bijlage II en V van de Habitatrichtlijn. Sinds de jaren 1980 zijn de aantallen van beide soorten in Nederlandse wateren exponentieel gegroeid, met uitzondering van de jaren 1988 en 2002 waarin een virusepidemie was uitgebroken.

Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland, met een populatieomvang van respectievelijk ongeveer 8.000 en 4.500 dieren in 2019 (zie Figuur 7.2). Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. Sinds circa 1980 en 2000 worden in respectievelijk de Waddenzee en het Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta ook grijze zeehonden gezien.

Figuur 7.2

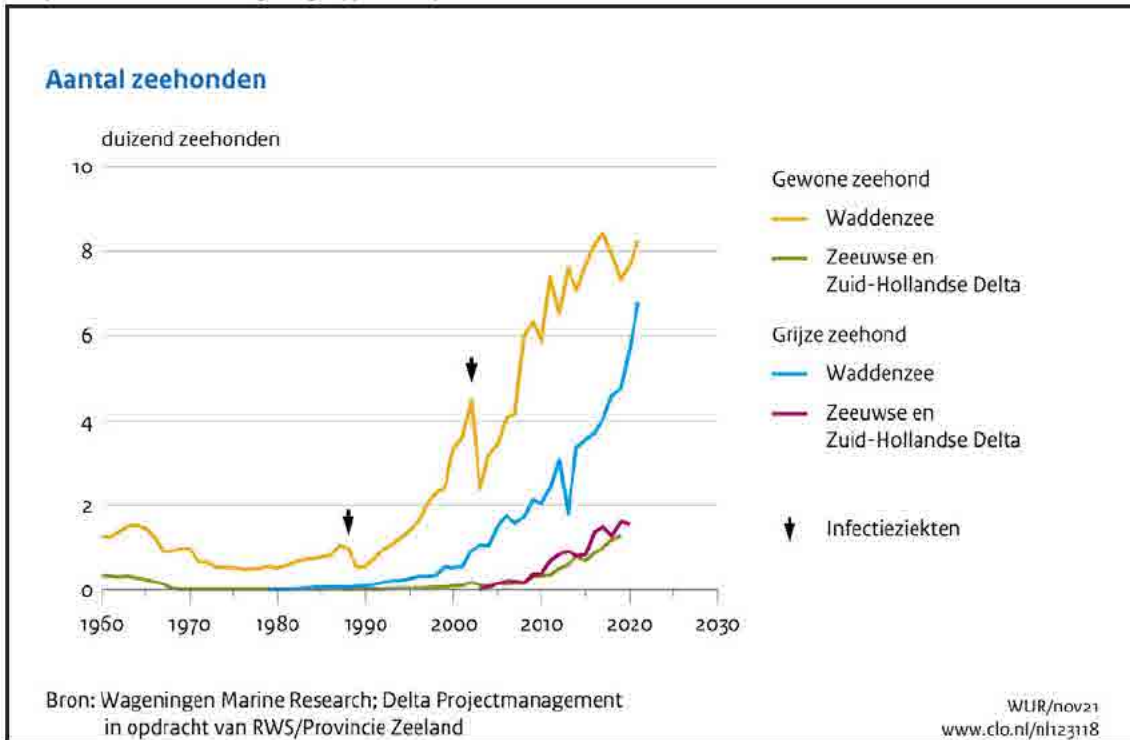
Figuur 7.2 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta. De (landelijke) Staat van Instandhouding voor de gewone zeehond is matig ongunstig, voor de grijze zeehond is deze gunstig⁵².

Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland, met een populatieomvang van respectievelijk ongeveer 8.000 en 4.500 dieren in 2019 (zie Figuur 7.2). Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd

⁵² Beheerplan Waddenzee 2016-2022, Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2016)

en aantallen zijn toegenomen. Sinds circa 1980 en 2000 worden in respectievelijk de Waddenzee en het Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta ook grijze zeehonden gezien.

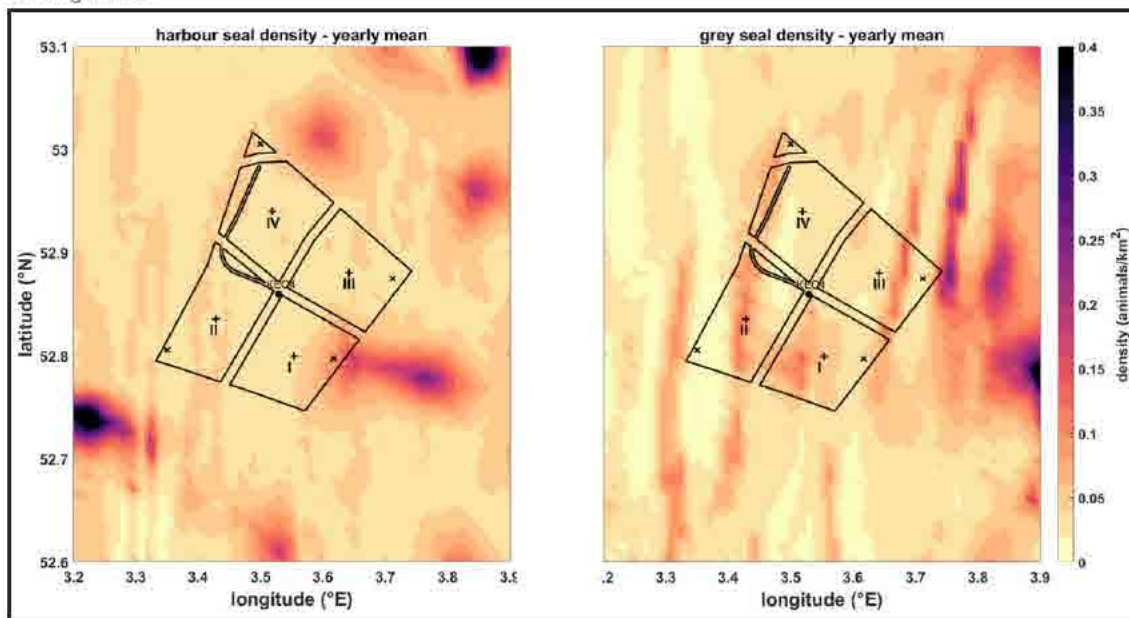
Figuur 7.2 Aantallen zeehonden in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta gebaseerd op jaarlijkse tellingen van grijze en gewone zeehonden in de Waddenzee en in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta (Bron: compendiumvoordeleefomgeving.nl, juli 2022).



Gewone zeehond

De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen. Voor de verspreiding van de gewone zeehond over de Noordzee is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021), zie Figuur 7.3. Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd.

Figuur 7.3 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.



Grijze zeehond

Sinds 1980 is de grijze zeehond terug in de Nederlandse wateren (Reijnders et al., 1995, Brasseur et al., 2015). Eeuwenlang werd de soort zelden waargenomen in ons land. De eerste jaren waren er maar weinig individuen. In 1985 werden de eerste jongen geboren en sindsdien is het aantal sterk toegenomen. De groei is echter ook in belangrijke mate het gevolg van import uit de Britse eilanden waar naar schatting 150.000 dieren zijn (Brasseur et al., 2015, SCOS 2018). De toename van de grijze zeehond was eerst in het westelijk Waddengebied zichtbaar, daarna langzaam in het oostelijk Waddengebied. Ook in Duitsland heeft zich een groeiende kolonie gevestigd, hoewel in Nederland verreweg de meeste dieren worden geteld (Brasseur et al., 2020).

7.4 Effectbeoordeling

In bijlage 4 is de effectbeschrijving voor benthos en vissen (inclusief viseieren en vislarven) opgenomen. In bijlage 6 is de effectbeschrijving voor zeezoogdieren opgenomen. In deze paragraaf zijn de conclusies en de uiteindelijke effectbeoordeling opgenomen.

7.4.1 Benthos

Op basis van de bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op benthospopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In Tabel 7.4 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling.

Tabel 7.4 Effectbeoordeling van de alternatieven van windenergiegebied IJmuiden Ver op bodemdieren.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67* 15MW	50 * 20 MW
Verstoring	0	0
Aantasting	_ ⁵³	_ ⁵³
Habitatverlies	0	0

Aanlegfase

Effecten op benthos kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen door heiwerkzaamheden, effecten door bodemberoerende werkzaamheden en effecten door verlies aan bodemareaal door het plaatsen van de windturbines en beschermende bestorting op de zeebodem.

Heiwerkzaamheden

Data over effecten door heigeluiden op benthos zijn maar zeer beperkt beschikbaar. Bij enkele benthossoorten (mosselen en kreeftachtigen) is tijdelijke gedragsverandering aangetoond tijdens blootstelling aan geluid (Roberts et al. 2015, 2016, Spiga et al. 2016, Corbett 2019). Bij monitoring van OWEZ en PAWP zijn geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie die op grote schade duiden door de constructie (Bergman et al. 2012, Vanagt et al. 2013). Gezien de relatief korte duur aan geluidsblootstelling en de beperkte aanwijzingen dat dit schade toebrengt aan benthossoorten worden negatieve effecten door geluidseffecten van heiwerkzaamheden op benthos als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoerende activiteiten

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom, al is dit in beperkte mate. Verschillende studies tonen aan dat typerende bodemsoorten zoals zwaardschede robuust zijn tegen deze verstoring. Schelpdieren in dit deel van de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt in de Noordzee (bijv. tijdens herfst- en winterstormen).

Verlies aan bodemareaal

Er zijn weinig onderbouwde meetreeksen waarbij effecten van de aanleg van een windpark op zee op het benthos is gekwantificeerd. Tijdens de bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase wordt een beperkt areaal zachte (zand)bodem vervangen door een harde bodemstructuur van de windturbinezulen en beschermende bestorting. Het areaal aan bodem dat beïnvloed zal worden in het plangebied is echter verwaarloosbaar ten opzichte van het totale bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Daarnaast zijn de betreffende soorten relatief algemeen en hebben een hoge populatiegroei. Bovendien zijn soorten door OSPAR aangemerkt als bedreigd en/of afnemend niet waargenomen.

Een uitzondering geldt voor Sabellaria-banken. Dit is een kritische habitat die mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort, die een rifbreedte van enkele meters kan bereiken en hiermee een habitat creëert voor andere soorten, kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd. Bij het worst case alternatief waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij de best case zal dat effect groter zijn. Daarbij beslaan gravity based en suction bucket funderingen een grotere oppervlakte dan monopile, tripod

⁵³ Met name vanwege de mogelijke aanwezigheid van voor Sabellaria-banken.

en jacket funderingen. Die laatste drie beslaan dus minder oppervlakte en zullen daarbij de kleinste effecten hebben. De fundering met het kleinste effect is de tripod in het best case alternatief.

Gebruiksfase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op benthos te verwachten. De windturbinezulen en beschermende bestortingen zullen naar alle waarschijnlijkheid gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemlevensgemeenschap. Bodemberoerende visserij in het plangebied wordt uitgesloten, wat in theorie mogelijk een marginaal positief effect heeft op de zacht substraat benthosgemeenschap in het gebied. Voor Sabellaria-banken is dit effect aangetoond in het Verenigd Koninkrijk, waar vóór en na de aanleg van het Thanet Offshore windpark geen nadelig effect werd aangetoond op het areaal aan Sabellaria-banken, er werd zelfs een toename geconstateerd binnen het plangebied (Pearce et al. 2014). Bij elkaar worden de effecten op het benthos in de gebruiksfase dan ook als marginaal positief (0/+) beoordeeld.

Verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase zullen de gemeenschappen die zich op de windturbinefunderingen hebben ontwikkeld weer verloren gaan. Verder treden vergelijkbare effecten op als in de aanlegfase. Er zijn geen blijvende effecten verwacht.

7.4.2 Vissen

Aanlegfase

Effecten op vissen kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen door heiwerkzaamheden en effecten door bodemberoerende werkzaamheden door het plaatsen van de windturbines en beschermende bestorting op de zeebodem en het trekken van de kabels. In Tabel 7.5 wordt een samenvatting gegeven van de effectbeoordeling.

Tabel 7.5 Effectbeoordeling van effecten op vissen van windenergiegebied IJmuiden Ver

Fase	Effecten windpark	Worst case	Best case
Aanleg	Geluidsrillingen door heien	n.v.t.	0/-
	Bodemberoering: vertroebeling	0	0
	Bodemberoering: habitatdestructie	0/-	0/-
Gebruik	Uitsluitel van visserij	0/+	0/+
	EMV door kabels	0/-	0/-
	Kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
Verwijdering	Verlies nieuw habitat	0	0

Heiwerkzaamheden

De beperkte veldstudies naar het gedrag van vissen tijdens heiwerkzaamheden lieten zien dat vissen wel tijdelijke gedragsverandering kunnen ondergaan wanneer er nabij wordt geheid, maar over het algemeen niet het gebied verlaten (Lafrate et al 2016, Knaap et al 2022). Negatieve effecten van trillingen die tijdens heiwerkzaamheden worden geproduceerd op vis(populaties) in het plangebied zijn niet aannemelijk.

Bodemberoerende werkzaamheden

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase, zoals het plaatsen van de funderingen en het storten van de erosiebescherming, kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Er zijn echter geen studies die duidelijk aantonen dat een dergelijke kleinschalige vertroebeling een nadelig effect

heeft op vissen die in het plangebied voorkomen. Vissen in de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt (bijv. tijdens herfst- en winterstormen).

Bodemberoering heeft ook een direct effect op aanwezige vissen in het gebied. De zachte bodemstructuur wordt bij de turbines vervangen door een harde bodemstructuur. Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze hebben doorgaans een minder mobiele levenswijze en verschuilen zich in de bodem of tussen ruimtelijke structuren op de zeebodem. In het geval deze structuren aanwezig zijn op de locaties waar de windturbines, bestortingen en kabels worden geplaatst, kunnen de individuen geschaad of vernietigd worden. Het aandeel van de populatie van de relevante soorten, zoals roggen, dat op deze wijze beïnvloed kan worden is echter zeer beperkt ten opzichte van de totale populatie in dit deel van de Noordzee.

Exploitatiefase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op vissen te verwachten. Het uitsluiten van de sleepnetvisserij in het plangebied heeft mogelijk een marginaal positief effect op specifieke vissoorten zoals de kabeljauw. In de vismonitoring van het OWEZ-windpark bleek dat een groot deel van gezenderde juveniele kabeljauwen zich gedurende lange tijd in het windpark ophield waarmee sprake was een kraamkamerfunctie van het park (Winter et al., 2010, van Hal et al., 2012). Een vergelijkbare kraamkamerfunctie is ook aangetoond voor kabeljauw in een Belgisch windpark op zee (Reubens, 2011).

Over het effect van elektromagnetische velden (EMV) op vissen is nog maar weinig bekend, al zal dit voornamelijk van impact zijn op haaien en roggen. Veldstudies lieten tot dusverre geen barrièrewerking zien van windturbine-kabels door EMV, maar wel werd aangetoond dat het gedrag van vissen kan veranderen bij de windturbine-kabels (Westerberg & Lagenfelt 2008, Gill & Desender 2020, Copping et al. 2021). Gedragsverandering, al dan niet tijdelijk, kan wel schadelijk zijn voor een soort (bijvoorbeeld door energieverlies), maar onderzoeksresultaten hierover zijn nog niet beschikbaar.

Verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en bestortingen verwijderd. Naar verwachting zal dit harde substraat zich tijdens de operationele fase van het park als habitatype hebben ontwikkeld voor vissen. Soorten die het habitatype als schuilplaats en/of leefgebied gebruiken (soorten met een bodemgebonden levenswijze) kunnen hierbij direct geschaad en/of vernietigd worden. Verder zijn de effecten vergelijkbaar met de aanlegfase.

7.4.3 Zeezoogdieren

Op basis van de bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op de populatie van zeezoogdieren niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In Tabel 7.6 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling.

Tabel 7.6 Effectbeoordeling van effecten op zeezoogdieren tijdens de constructiefase van twee windparkalternatieven in het windenergiegebied IJmuiden Ver

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW	50 * 20 MW
Verstoord oppervlak (km ²)	0/-	0/-

Aantal aangetaste dieren	0/-	0/-
Aantal verstoorde dieren	0/-	0/-
Tijdsduur van de verstoring	0/-	0/-
Populatie-effecten	0/-	0/-

Aanlegfase

Tijdens de aanleg van het windpark treden effecten op voor zowel bruinvissen als zeehonden vanwege het onderwatergeluid dat ontstaat door heil-activiteiten. Tijdens het heien kunnen dieren verstoord worden, doordat zij zich binnen de geluidscontour bevinden waarbinnen een verandering van het gedrag optreedt. Het aantal dieren dat gehinderd wordt is afhankelijk van de omvang van de contour en de dichtheid van de diersoort ter plaatse. Vervolgens is de duur van verstoring van belang voor de mate van verstoring. Naast verstoring kan ook aantasting optreden. Er is sprake van aantasting bij permanente effecten op dieren. Beide effecten kunnen vervolgens weer invloed hebben op de populatie van de diersoort, op zowel het niveau van de Noordzee als het Nederlands continentaal plat.

Uit de berekeningen van HWE (bijlage 6) blijkt dat bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ of 164 dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron, deze verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden, waardoor de effecten niet tot een verslechtering van de Staat van Instandhouding (Svi) leiden. Bij de berekeningen is er ook van uitgegaan, dat een 'soft start' procedure⁵⁴ wordt toegepast. Voor bruinvissen en zeehonden is de GSI niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

Het naleven van de geluidsnorm zorgt voor een dermate klein verstoord oppervlak dat de score voor bruinvissen op dit criterium neutraal (0) is. Dit geldt voor beide alternatieven. Wat betreft het aantal verstoorde en aangetaste dieren worden beide alternatieven licht negatief beoordeeld (0/-). Ten aanzien van de dierverstoringsdagen, het aantal aangetaste dieren en de populatiereductie op de Noordzee worden beide alternatieven tevens als licht negatief beoordeeld (0/-).

Voor zeehonden scoren beide alternatieven tevens licht negatief (0/-) ten aanzien van het verstoord oppervlak. Ten aanzien van het aantal zeehonden binnen dit verstoord oppervlak scoren beide alternatieven licht negatief (0/-). Ook wat betreft het aantal dierverstoringsdagen scoren zowel alternatief 1 als alternatief 2 licht negatief (0/-). Het aantal verstoorde dieren en de doorwerking hiervan op de populatie van de Noordzee zijn voor beide alternatieven zeer gering en worden daarom als licht negatief (0/-) beoordeeld.

Uitgaande van de worst-case benadering, wordt de beoordeling van de effecten voor de aanleg van het windpark, daar waar deze verschillend is tussen zeehonden en bruinvissen, de meest negatieve score voor de criteria van 'zeezoogdieren' gehanteerd.

Grensoverschrijdende en externe effecten

De berekeningen die zijn gedaan wat betreft de effecten op zeezoogdieren gelden voor de populatie binnen het NCP. Er zijn geen berekeningen gedaan voor andere populaties. Het verstoord gebied ligt in zijn geheel buiten Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland

⁵⁴ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoord gebied.

of het buitenland (zie ook bijlage 6). Het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren. Er is daarom geen sprake van directe externe werking.

Gebruiksfase

Voor zowel alternatief 1 als 2 zijn de effecten van onderwatergeluid van de draaiende windturbines gering en betekenen geen wezenlijk verlies aan foerageergebied (score neutraal (0)).

Gelet op het incidentele karakter van de inzet van schepen voor onderhoud aan het windpark, in vergelijking met de vele andere schepen die zich in dit drukbevaren deel van de Noordzee bevinden, worden de effecten (voor beide alternatieven) van het onderwatergeluid door de aanwezigheid van werkschepen in het windpark op zeezoogdieren als verwaarloosbaar ingeschat en scoort neutraal (0).

Verwijderingsfase

Tijdens de verwijdering van het windpark wordt een tijdelijk, beperkt negatief effect verwacht (score 0/-) vanwege het optreden van onderwatergeluid tijdens verwijdering van de fundaties van de windturbines.

7.4.4. Conclusie effectbeoordeling

De toetsing aan de gebiedsbescherming uit de Wet natuurbescherming gebeurt in bijlage 9. De toetsing aan de soortenbescherming in bijlage 8.

Figuur 7.4 Effectbeoordeling onderwaterleven

Type	Fase	Effectbeoordeling	Ijver	
			Alt. 1	Alt. 2
Benthos	Alle	Verstoring Aantasting Habitatverlies	0 - ⁶⁶ 0/+	0 - 0/+
Vissen	Alle	Verstoring Aantasting Habitatverlies	0/- 0/- 0	0/- 0/- 0
Zeezoogdieren	Constructie	Verstoord oppervlak (km ²) Aantal verstoorde dieren Dierverstoringsdagen Aantal aangetaste dieren Populatie-effecten (Noordzee)	0 0/- 0/- 0/- 0/-	0 0/- 0/- 0/- 0/-
Zeezoogdieren	Operationeel	Verstoord oppervlak (km ²) Aantal verstoorde dieren	0 0	0 0
Zeezoogdieren	Verwijdering	Verstoord oppervlak (km ²) Aantal verstoorde dieren	0/- 0/-	0/- 0/-

⁶⁶ Afhankelijk van de aanwezigheid van biogene riffen

7.5 Mitigerende maatregelen

7.5.1 Benthos en vissen

Zoals beschreven in paragraaf 7.4.1 en 7.4.2, zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap op de funderingen en bestortingen ontwikkelen die uit een hoog aantal en dichtheid benthos- en vissoorten bestaat. Deze gemeenschap gaat verloren als de windturbinezulen en bestortingen worden verwijderd.

Voor het verwijderen van de monopalen zullen waarschijnlijk geen alternatieven bestaan. Voor de bestortingen kunnen mogelijk wel alternatieve materialen worden gebruikt die voldoende sterk zijn voor een beschermende functie tijdens de operationele fase van het windpark maar op termijn op natuurlijke wijze afbreken. Er zijn bijvoorbeeld recentelijk innovaties ontwikkeld in biologische afbreekbare betonstructuren. Mits vergund, kunnen dergelijke materialen na de operationele fase worden achtergelaten en een langdurige functie hebben voor de benthos- en visgemeenschap op het substraat. De afbraak en integratie van het materiaal zal geleidelijk gaan waardoor de aanwezige gemeenschap zich kan aanpassen of kan herstellen (zoals meegroeiende schelpdierbanken).

De negatieve effecten van ruimtebeslag op bodemdieren en vissen kunnen worden beperkt door te kiezen voor een fundering met beperktere omvang. Hiermee zullen echter ook de positieve effecten kleiner worden. De negatieve effecten van geluid/trillingen op vissen kunnen worden beperkt door te kiezen voor funderingen die niet hoeven te worden geheid.

Om het negatieve effect door bodemberoering op biogene riffen te minimaliseren kan voorafgaand aan de aanleg een inventarisatie plaatsvinden of en op welke locaties biogene riffen voorkomen in het plangebied. Hierna zouden mitigerende maatregelen genomen kunnen worden om de riffen zo veel als mogelijk te ontzien bij plaatsing turbines en kabels.

7.5.2 Zeezoogdieren

Er zijn verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Uit de analyses is gebleken dat het aantal dierverstoringsdagen maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Daarbij is ervan uitgegaan dat permanente effecten op het gehoor (PTS: permanent threshold shift) zullen worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde Acoustic Deterrent Devices en toepassing van de slow start-procedure.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal impulsdagen. Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoorde gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

- De oppervlakte door geluid verstoord gebied te beperken door en/of
- De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
- Het aantal impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken of
- Een andere, minder geluid producerende funderingstechniek gebruiken (trillen of schroeven).

Deze opties worden hieronder nader beschreven.

De oppervlakte van het verstoorde gebied kan worden beperkt door:

- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen en dergelijke).
- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief geringe waterdiepte te kiezen;

Heien bij lage dichtheid zeezoogdieren

De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de herfst lager dan in het voorjaar en de zomer, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringcontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Het aantal impulsdagen beperken

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere heien-energie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsooppervlak in principe echter niet uit met welke energie wordt geheid. Op 750 m van de heilocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen verschillende alternatieven geen verschil in de omvang van het verstoringsooppervlak zal zijn, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines.

Toepassen van alternatieve funderingstechnieken

Tot dusver zijn windturbinefunderingen altijd geheid, waarbij een impulsief geluid met grote amplitude ontstaat. Andere technieken dan heien, zoals trillen, schroeven of blue piling, zijn mogelijk minder verstorend. Tevens kan er gekozen worden voor het toepassen van andere funderingen om de verstoring te minimaliseren, zoals tripods, jackets of suction buckets. Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog (vrijwel) niet in de praktijk toegepast.

7.6 Cumulatie

7.6.1 Benthos en vissen

De toename van het aantal windturbines en de bijbehorende erosiebescherming zou op termijn veranderingen in stroming, stratificatie en primaire productie teweeg kunnen brengen (Williamson et al 2019, Dorrell et al 2021). Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark zijn modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat er in de toekomst zal gebeuren. Positief dan wel negatieve effecten zijn nog niet uit te sluiten.

Faciliteren vestiging exoten

Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak door turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten van dit deel van de Noordzee faciliteren/versnellen. De windparken kunnen hierbij fungeren als stepping stone terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transportvector. De vestiging van nieuwe exotische soorten kan mogelijk leiden tot economische en

ecologische schade. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht. Mogelijk gaan bovengenoemde toekomstige onderzoeken hier antwoord op geven.

7.6.2 Zeezoogdieren

Afbakening

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Mogelijke effecten van continu geluid (waaronder scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven.

Scenario's

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen voor de kavels I tot en met IV, in combinatie met de constructie van twee TenneT-platforms en seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zee kabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TenneT-platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt. De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van IJmuiden Ver hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 6.

Volgens het scenario dat voor het KEC 4.0 is ontwikkeld worden in dezelfde periode dat voor IJmuiden Ver wordt gebouwd, ook drie windparken door andere landen rond de Noordzee aangelegd. Het betreft het Duitse N-3.6, het Princess Elisabeth Fairybank windpark in België en Norfolk Boreas in het Verenigd Koninkrijk. Van geen van deze windparken zullen de verstoringsconturen tijdens de aanleg overlappen met het NCP. Daarmee is uit te sluiten dat in de periode van aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver ook effecten van de aanleg van andere windparken op het aantal, aan het NCP toegerekende bruinvissen optreden.

Effecten op bruinvissen

Toepassing geluidnorm: SEL_{SS} (750m) = 160 dB re 1 μ Pa²s

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen, het bijbehorende TenneT-platform en het daarvoor benodigde seismische onderzoek zijn opgenomen in Tabel 7.7 en Tabel 7.8. Ter indicatie zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismisch onderzoek hierin ook opgenomen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 160 dB re 1 μ Pa²s.

Tabel 7.7 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (267 windturbines van 15 MW) en een onderwatergeluidnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s}, de twee TenneT-platforms en het benodigde seismisch vooronderzoek

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (x 1000)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopilefunderingen	267	153 ± 11
Totaal funderingen turbines en platforms		164 ± 11

Tabel 7.8 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 (200 windturbines van 20 MW) en een onderwatergeluidnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s}, de twee TenneT-platforms en het benodigde seismisch vooronderzoek

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (x 1000)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopilefunderingen	200	105 ± 9
Aanleg Tripod-funderingen	200	99 ± 10
Aanleg Jacket-funderingen	200	98 ± 9
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 115 ± 9

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft ten opzichte van de huidige situatie (zonder aanleg van windparken). Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor beide alternatieven en in alle gevallen onder het totaal van ca. 169.000 bruinvisverstoringsdagen dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend.

Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Toepassing geluidnorm: SELSS (750m) = 164 dB re 1 μ Pa_{2s}

Er zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij ervan is uitgegaan dat bij het heien van de turbinefunderingen een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SELSS = 164 dB re 1 μ Pa_{2s}. De resultaten van de berekeningen zijn opgenomen in Tabel 7.9 en Tabel 7.10.

Tabel 7.9 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (= 267 turbines van 15 MW), de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen SELss (750 m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	234 ± 16
Totaal funderingen turbines en platforms		244 ± 11

Tabel 7.10 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 (= 200 turbines van 20 MW), de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen SELss (750 m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	165 ± 11
Aanleg Tripod-funderingen	200	156 ± 13
Aanleg Jacket-funderingen	200	155 ± 12
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 175 ± 9

Uit de resultaten blijkt dat bij de constructie van funderingen voor windturbines (met de geluidnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 het totale aantal bruinvisverstoringsdagen het totaal van ca. 169.000 bruinvisverstoringsdagen wordt overschreden dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde van 169.000 bruinvisverstoringsdagen zoals berekend in het KEC 4.0 konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Bij de constructie van turbinefunderingen (met de geluidnorm van SELSS (750m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) en TenneT platforms volgens alternatief 2 ligt het totaal aantal berekende bruinvisverstoringsdagen in dezelfde orde van grootte als de waarde van het KEC 4.0. Omdat de in het KEC 4.0 berekende waarde van het totaal aantal bruinvisverstoringsdagen voor de kavels I – IV niet (substantieel) wordt overschreden bij alternatief 2 is de conclusie dat voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten. Bij de constructie volgens alternatief 1 wordt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver volgens het KEC 4.0 met ongeveer 44% overschreden bij toepassing van de geluidnorm van SELSS (750m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringsdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan,

zal de ecologische norm⁵⁶ echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie paragraaf 4.3 van bijlage 6).

Effecten op zeehonden

Gewone zeehond

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 7.11 en Tabel 7.12. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa²s.

Tabel 7.11 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens **alternatief 1** (67 turbines van 15 MW) en een onderwatergeluidnorm van SEL_{SS} (750m) = 160 dB re 1 µPa²s en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (x 100)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopilefunderingen	67	29 ± 3
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 3

Tabel 7.12 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens **alternatief 2** (50 turbines van 20 MW) en een onderwatergeluidnorm van SEL_{SS} (750m) = 160 dB re 1 µPa²s en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (x 100)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopilefunderingen	50	19 ± 2
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 2
Aanleg Jacket-funderingen	50	17 ± 2
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 19 ± 2

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populatie op het NCP op minimaal 95% van het niveau blijft vóór de aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierversoringsdagen voor gewone zeehonden voor beide alternatieven en in alle gevallen ruim onder het totaal van ongeveer 4.200 dierversoringsdagen dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend.

Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de populatie van gewone zeehonden worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

⁵⁶ De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken.

Grijze zeehond

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van grijze zeehonden. Voor deze soort is in het KEC 4.0 berekend dat significante effecten op de populatie zijn uit te sluiten bij ca. 45.200 dierverstoringsdagen voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met de effecten van aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in Tabel 7.13 en Tabel 7.14. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie wordt gesteld van $SEL_{ss} = 160$ dB re 1 μPa^2s .

Tabel 7.13 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 turbines van 15 van MW) en een onderwatergeluidnorm van $SEL_{SS} (750m) = 160$ dB re 1 μPa^2s en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (x 100)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopilefunderingen	67	30 ± 6
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 6

Tabel 7.14 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 (50 turbines van 20 MW) en een onderwatergeluidnorm van $SEL_{SS} (750m) = 160$ dB re 1 μPa^2s en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (x 100)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopilefunderingen	50	19 ± 4
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 4
Aanleg Jacket-funderingen	50	18 ± 4
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 20 ± 4

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 164$ dB re 1 μPa^2s op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidnorm van $SEL_{ss} = 168$ dB re 1 μPa^2s op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm⁵⁷ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

Cumulatieve effecten Wind op zee op het NCP (2016 – 2030)

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend. Hieruit bleken geen significante cumulatieve effecten. Zie ook het achtergronddocument (bijlage 6) en de Passende Beoordeling (bijlage 9). Ook als er wordt uitgegaan van een hogere geluidnorm van van $SEL_{ss} (750) = 164$ dB re 1 μPa^2s voor de windkavels IJmuiden Ver I-IV, V en VI en Nederviek I, zijn significant cumulatieve effecten uit te sluiten.

⁵⁷ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

7.6.3 Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In de voorgaande paragrafen is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringcontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de paragraaf 7.6.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten, uitgaande van de geluidnorm voor het heien in de windparken van $SEL_{ss}(750m) = 160$ of 164 dB re $1 \mu Pa^2s$. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met een van de gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In voorgaande paragraaf en bijlage 6 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten, uitgaande van de geluidnorm voor het heien in de windparken van $SEL_{ss}(750m) = 160$ of 164 dB re $1 \mu Pa^2s$. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

7.7 Leemten in kennis

7.7.1 Benthos

Kennisleemten bestaan ten aanzien van het kunnen voorspellen van de gevolgen van de abiotische veranderingen (vooral sedimentverandering in de omgeving van het windpark) op benthos. Ook de gevolgen van elektromagnetische velden langs de kabels zijn nog niet goed bekend. Daarnaast staat het onderzoek naar de effecten van zeebodenvibraties vanwege heiwerkzaamheden nog in de kinderschoenen (Roberts & Elliot 2017). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn, en of deze effecten door kunnen werken op gemeenschaps- en populatieniveau.

Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark zijn modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat er in de toekomst zal gebeuren. Positief dan wel negatieve effecten zijn nog niet uit te sluiten.

Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak door turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van

het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten van dit deel van de Noordzee faciliteren/versnellen. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht.

7.7.2 Vissen

Een belangrijke leemte in kennis betreft de invloed van menselijke geluidsbronnen op in of in de nabijheid van de bodem levende vissen en ongewervelde dieren (Hawkins et al. 2021). Het is waarschijnlijk er vissen en bepaalde ongewervelden zijn die dit kunnen waarnemen. Of dit ook tot effecten op het gedrag en de fitness leidt, is onbekend. Voor vissen is al het nodige onderzoek uitgevoerd naar de effecten van onderwatergeluid op vissen (Bolle et al, 2012, Debusschere et al. 2014, Popper et al. 2014). Hieruit blijkt dat vissen veel minder gevoelig zijn voor onderwatergeluid dan zeezoogdieren en dat sommige soorten (met zwemblaas) gevoeliger zijn dan andere soorten.

Ook worden in de kavelbesluiten enkel geluidsnormen genoemd voor de constructiefase (vooral vanwege het heien van de funderingen), maar niet voor de operationele fase van het windpark. Dit maakt het mogelijk dat windparkontwikkelaars de tipsnelheid van rotors onbegrensd kunnen verhogen, wat hogere geluidsniveaus in de operationele fase, ook waarschijnlijk onder water, met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vissen, is niet te zeggen of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Vooralsnog is niet bekend of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande operationele geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus op het gedrag van vissen zal dit moeten aantonen.

7.7.3 Zeezoogdieren

Onzekerheden in de procedure voor het bepalen van populatie-effecten

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden door een min of meer bekende variatie, of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook door het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Hieronder volgt een overzicht.

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

Ondanks dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SELS_{ss} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SELSS. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SELSS die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral vanwege de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

In de berekeningen voor bruinvissen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe.

Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsoppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sekse- en leeftijd-specifieke variatie hierin.

In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld, ondanks dat de Nederlandse overheid een pilot is gestart om levend gestrande bruinvissen, na rehabilitatie, voorzien van een zender in zee terug te zetten (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (vulnerable subpopulation) is een van de parameters in het interim Population Consequences of Disturbance (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een vulnerable subpopulation die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen

duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de home range van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018).

Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de vulnerable subpopulation onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de vulnerable subpopulation een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de vulnerable subpopulation. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de vulnerable subpopulation. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de vulnerable subpopulation. Een keuze voor een relatieve grote vulnerable subpopulation reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.

Doorvertalen van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates

Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en vital rates is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam samen met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren.

Het is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

Aannames in iPCoD-model over populatieontwikkeling en demografische parameters

In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, oftewel een afname door de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch.

Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de carrying capacity bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?

Toepassen van Interim PCoD-model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden

Voor de gewone en de grijze zeehond zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd 'agent based' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget.

Inmiddels is door WMR, samen met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim

PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de vulnerable subpopulation behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

Overige onzekerheden

Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken

Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast. Dit heeft er onder andere mee te maken dat nog niet zeker is of de monopiles bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd is als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken.

In het SIMOX-project (Sustainable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht (www.grow-offshorewind.nl/). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen

In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopilefunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods.

Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopilefundering. Als dat meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.

Continu geluid tijdens de aanleg- en exploitatiefase

Resultaten van recent onderzoek dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc.

Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringsafstanden dan verstoringsafstanden door (niet gemitigeerd) heigeluid. In een zeer

recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma Le Gall et al., 2021). Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende kwantitatieve gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar.

De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).

Verwijdering bestaande windparken en onderwatergeluid

Versillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

8 Scheepvaartveiligheid

8.1 Inleiding

Een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan effect hebben op de scheepvaartveiligheid. Schepen kunnen in aanvaring komen met windturbines, en de aanwezigheid van een windpark kan daarnaast ook leiden tot een verhoogde kans op aanvaringen tussen schepen. Zie Figuur 8.1 voor scheepvaart corridors rondom de kavels van IJmuiden Ver. Effecten op scheepvaartveiligheid zijn daarom een belangrijk aandachtspunt bij de besluitvorming rondom windparken op zee.

Een aanvaring op zee kan grote milieugevolgen hebben. Voorbeelden hiervan zijn de olieverontreinigingen die in 2002 zijn opgetreden bij scheepsrampen bij de Noordkust van Spanje (de enkelwandige olietanker Prestige) en de Zuidoostkust van Engeland (de Tricolor). Aanvaringen met offshore wind-infrastructuur zijn bovendien zeker niet ondenkbaar. Een voorbeeld hiervan is de aanvaring van het op drift geraakte vrachtschip Julietta D met het TenneT platform van het windpark Hollandse Kust Zuid.⁵⁸

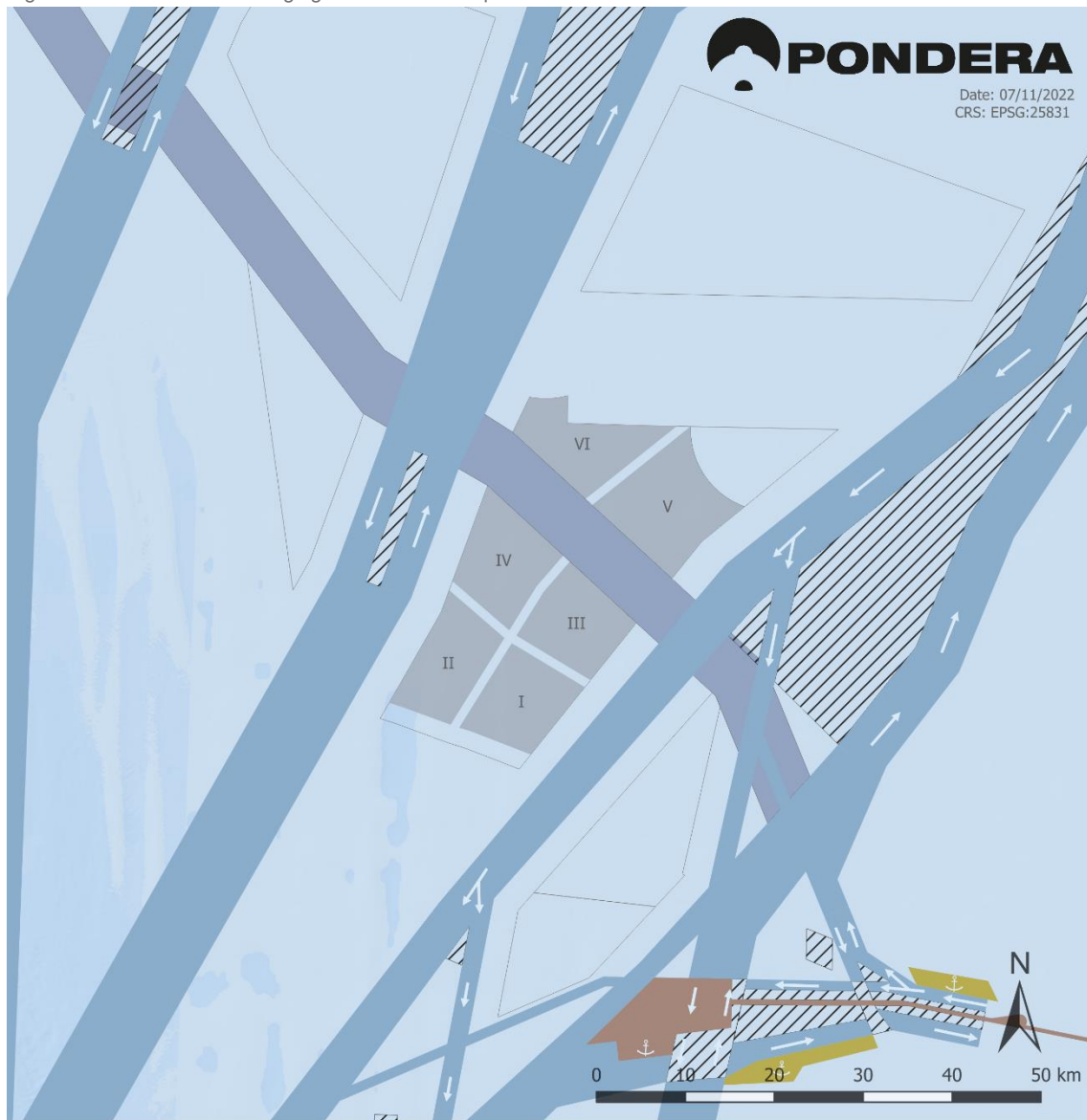
Om de effecten op scheepvaartveiligheid in beeld te brengen is een specialistische veiligheidsstudie uitgevoerd door MARIN. De rapportage van MARIN is opgenomen in bijlage 7. In dit hoofdstuk zijn de resultaten van deze studie samengevat. Het is hierbij goed om op te merken dat er een aantal kanttekeningen zijn te plaatsen bij de modellering van met name de gevolgschade. Zie hiervoor paragraaf 8.4.3. De resultaten zijn wel het beste wat in kwantitatieve termen beschikbaar is en zijn ook gebruikt in eerder effectonderzoeken voor kavelbesluiten. Daar waar nodig zijn bij de kwantitatieve uitkomsten nuances aangebracht, mede op basis van de cumulatieve studie van MARIN⁵⁹.

Het uitgangspunt in dit MER is dat er geen integrale doorvaart door het windpark plaatsvindt. Aan beide zijden van het windenergiegebied IJmuiden Ver loopt een baan voor de scheepvaart. Bovendien is er aan de noordzijde van de kavels III en IV extra ruimte voorzien door een afstand van ten minste 500 meter aan te houden tot de buitenste windturbines van die windkavels. In eerdere m.e.r. studies en binnen de cumulatieve studie van MARIN is aangenomen dat schepen tot een grootte van 46 meter integraal door de parken mogen varen. Er is sindsdien echter een beleidswijziging doorgevoerd (Programma Noordzee 2022-2027). Hierdoor is op dit moment het uitgangspunt om geen integrale doorvaart door windparken mogelijk te maken, maar doorvaart te beperken tot enkele vastgestelde passagestroken. Een dergelijke passagestrook is niet voorzien in de kavel, maar zoals aangegeven is er aan de noordkant van kavels III en IV een clearway beoogd. In de studie naar de cumulatieve effecten van windparken op scheepvaart is de situatie met integrale doorvaart toch opgenomen als worst-case scenario. Verderop in dit hoofdstuk wordt daarop nog verder ingegaan.

⁵⁸ <https://nos.nl/artikel/2415179-stuurloos-vrachtschip-op-sleptouw-na-aanvaring-noordzee>

⁵⁹ J.T.M. van Doorn, A.M. Duursma, Y.Koldenhof, J. Valstar, WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen. MARIN, 31132-3-MSCN-rev.1.0, 13 mei 2019

Figuur 8.1 Kavels en windenergiegebieden en scheepvaart



Legenda

- Aangewezen windenergiegebieden
- Bruto Kavel

Verkeerscheidingsstelsel Scheepvaart

- Clearway
- Clearway (beoogd)
- Vaargeul
- Seperatiezones
- Ankergebieden

8.2 Te beschouwen bandbreedte en alternatieven

In eerdere studies over scheepvaartveiligheid voor kavels in windenergiegebieden in Nederland is ervoor gekozen twee configuraties te kiezen met een verschillend aantal windturbines, bijvoorbeeld één met 8 MW windturbines op jackets en één met 10 MW windturbines op monopiles. Deze twee configuraties geven samen een goede indicatie van de bandbreedte van de aanvaringskansen van windturbines. De algemene conclusie in de vorige studies was echter dat een kleiner aantal windturbines ook kleinere verwachte aanvaar- en aandrijfkansen opleverde, en dus een kleinere kans per MW. Bij de studie voor het windenergiegebied Ten Noorden van de Waddeneilanden is er vervolgens voor gekozen om een veiligheidsstudie voor één inrichtingsvariant met de grootste verwachte effecten voor de kavel uit te voeren (worst case-benadering), en niet een vergelijking tussen twee configuraties (inrichtingen) te maken. Die methodiek wordt ook in dit MER voor IJmuiden Ver voortgezet.

Er is gekozen voor een configuratie met 67 windturbines met een vermogen van 15 MW, geplaatst op monopiles. Daar waar relevant zullen de effecten van een jacket of tripod worden benoemd. Dit is de configuratie met de meeste windturbines en dit vormt daarmee dan ook voor scheepvaartveiligheid de worst case. Configuraties met minder windturbines leveren dan ook een minder grote kans op aanvaringen en aandrijvingen.

8.3 Beoordelingskader

Voor de voorspelling van de effecten van het windpark op het aspect scheepvaartveiligheid worden de beoordelingscriteria uit Tabel 8.1 gebruikt. Met deze beoordelingscriteria zijn de effecten van het windpark op de scheepvaartveiligheid beschreven. De effecten zijn kwantitatief en deels kwalitatief beschreven.

Tabel 8.1 Overzicht deelaspecten en beoordelingscriteria scheepvaartveiligheid

Deelaspecten	Beoordelingscriteria
Aanvaringsrisico	Kans op aanvaring en aandrijving met windturbines Gevolgschade van aanvaring en aandrijving
Scheepvaartbewegingen	Uitwijkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart

8.4 Aanpak MARIN

Om de effecten van een windpark in kavel II IJmuiden Ver (op basis van een worst case configuratie met het meeste aantal windturbines) op de scheepvaart te kunnen berekenen moet de nieuwe afwikkeling van het scheepvaartverkeer voor de situatie met het windpark in SAMSON gemodelleerd worden. In de volgende paragraaf wordt het SAMSON-model geïntroduceerd.

De scheepvaart moet het windpark op minimaal 500 meter passeren vanwege de beoogde clearway. De mate waarin de verkeersafwikkeling wordt beïnvloed, hangt af van de grootte en ligging van het windpark. Voor de locatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver wordt daarom de modellering van het routegebonden verkeer gebruikt zoals deze aangemaakt is voor een studie naar de cumulatieve effecten van alle windenergiegebieden die verwacht worden gebouwd te zijn in 2030 en met doorkijk naar 2040⁶⁰. Vervolgens kunnen de ongevalskansmodellen van SAMSON toegepast worden voor het doorrekenen van de effecten van het windpark voor de scheepvaart.

⁶⁰ Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

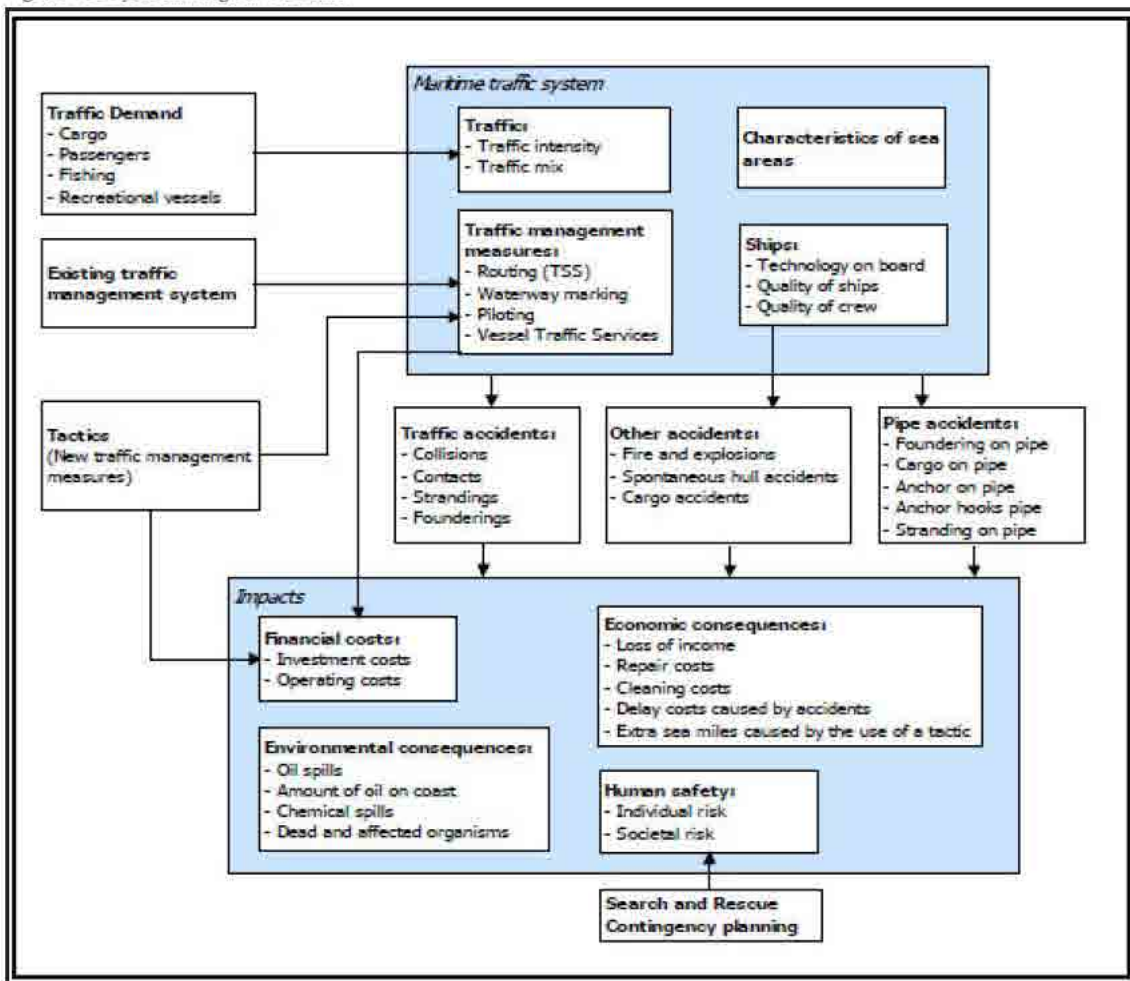
8.4.1 Het SAMSON-model

Het SAMSON-model (Safety Assessment Model for Shipping and Offshore on the North Sea) is ontwikkeld voor het voorspellen van effecten van ruimtelijke ontwikkelingen in de Noordzee, van ontwikkelingen in de scheepvaart zelf en van (beleids)maatregelen ten aanzien van de scheepvaart. De effecten die met het model bepaald kunnen worden bestaan uit:

- Aantal ongevallen per jaar, onderverdeeld naar aard van de ongevallen en betrokken schepen en objecten.
- Omgevaren afstand en gerelateerde kosten.
- Emissie van milieugevaarlijke stoffen.
- Consequenties van ongevallen, zoals het uitstromen van lading- of bunkerolie of persoonlijk letsel.

Het model is ontwikkeld voor het Ministerie van Infrastructuur en Water en wordt gebruikt om de kansen en consequenties van alle type ongevallen op zee te schatten. In Figuur 8.2 is het systeemdiagram van het SAMSON-model weergegeven. Vrijwel alle blokken in dit diagram zijn beschikbaar binnen het model. Het grote blok 'Maritime traffic system' (rechts boven) bevat vier sub-blokken die samen een beeld geven van het verkeersbeeld. De ongevalskansmodellen voor een aanvaring, stranding, brand/explosie etc. worden gebruikt om de ongevalsfrequentie te voorspellen gebaseerd op het verkeersbeeld. Het grote blok 'Impacts' bevat de sub-blokken waarmee de consequenties van ongevallen worden bepaald.

Figuur 8.2 Systeendiagram Samson



Scheepvaartverkeer

Voor de berekeningen wordt gebruik gemaakt van een verkeersdatabase. Een verkeersdata-base bevat links, linkintensiteiten en linkkarakteristieken. Een link is de rechte verbinding tussen twee punten. De linkintensiteit beschrijft het aantal schepen dat per jaar over die link vaart, onderverdeeld naar scheepstype en scheepsgrootte. De linkkarakteristiek beschrijft hoe breed de link is, en wat de verdeling van het verkeer over die link is. Het verkeer op zee wordt onderverdeeld in twee groepen, namelijk het "routegebonden" en het "niet-routegebonden" verkeer. Het routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de koopvaardij-schepen, die op weg zijn van haven A naar haven B. Het niet-routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de schepen die een missie ergens op zee hebben, zoals visserij, supplyvaart⁶¹, werkvaart en recreatievaart. In SAMSON worden deze scheepsgroepen op een verschillende manier gemodelleerd.

Routegebonden scheepvaart

De routegebonden scheepvaart is gemodelleerd op scheepvaartroutes over de Noordzee. Vanwege de ligging van de havens en de verkeersscheidingsstelsels (VSS) beweegt het grootste deel van deze

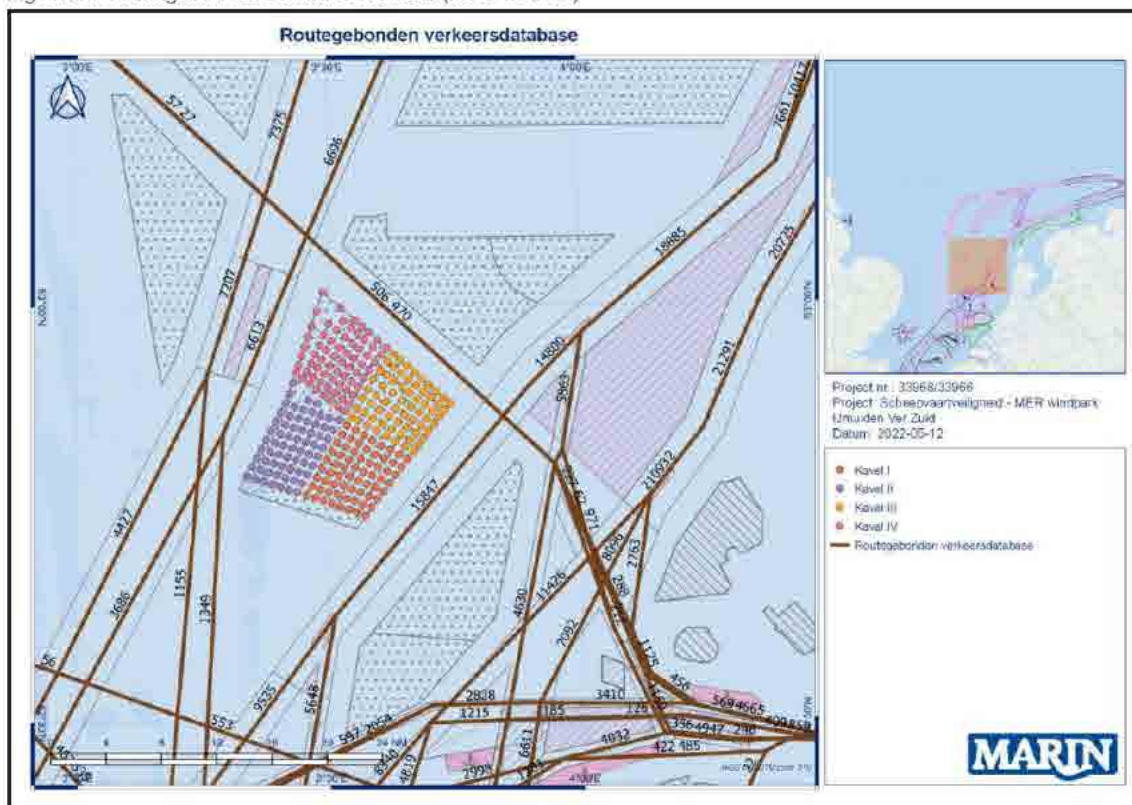
⁶¹ Het voorzien van bijvoorbeeld offshore platforms van noodzakelijke art kelen, zoals levensmiddelen maar ook reserveonderdelen.

schepen zich over een netwerk van links (met een bepaalde breedte), vergelijkbaar met het wegennetwerk op het land, Figuur 8.3. In de praktijk kunnen er schepen buiten deze links varen, aangezien men overal mag varen zolang men de regels in acht neemt. Het aandeel van het verkeer dat buiten de routes vaart is echter zeer klein, aangezien de links de kortste en veiligste verbindingen tussen havens omvatten waarbij rekening wordt gehouden met ondieptes en andere obstakels.

In de studie van het MARIN wordt in de basis gebruik gemaakt van de uitgangspunten die gebruikt zijn binnen het onderzoek naar de cumulatieve effecten van wind op zee⁶⁰, voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040. Omdat in die studie geen rekening is gehouden met de verkeersgroei, is de verkeersdatabase voor dit MER-onderzoek gecorrigeerd met de groeicijfers zoals vastgesteld door de Erasmus Universiteit. Die groeicijfers zijn ook al eerder toegepast in de studie van Doorn et al.⁵⁹

In het onderzoek naar de scheepvaartveiligheid van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn, in tegenstelling tot de eerdergenoemde onderzoeken naar cumulatieve effecten, de windturbineposities gehanteerd voor de windparken waarvan die al bekend zijn. In de cumulatieve studies werd een uniform grid gebruikt.

Figuur 8.3 Routegebonden verkeersdatabase (bron: MARIN)



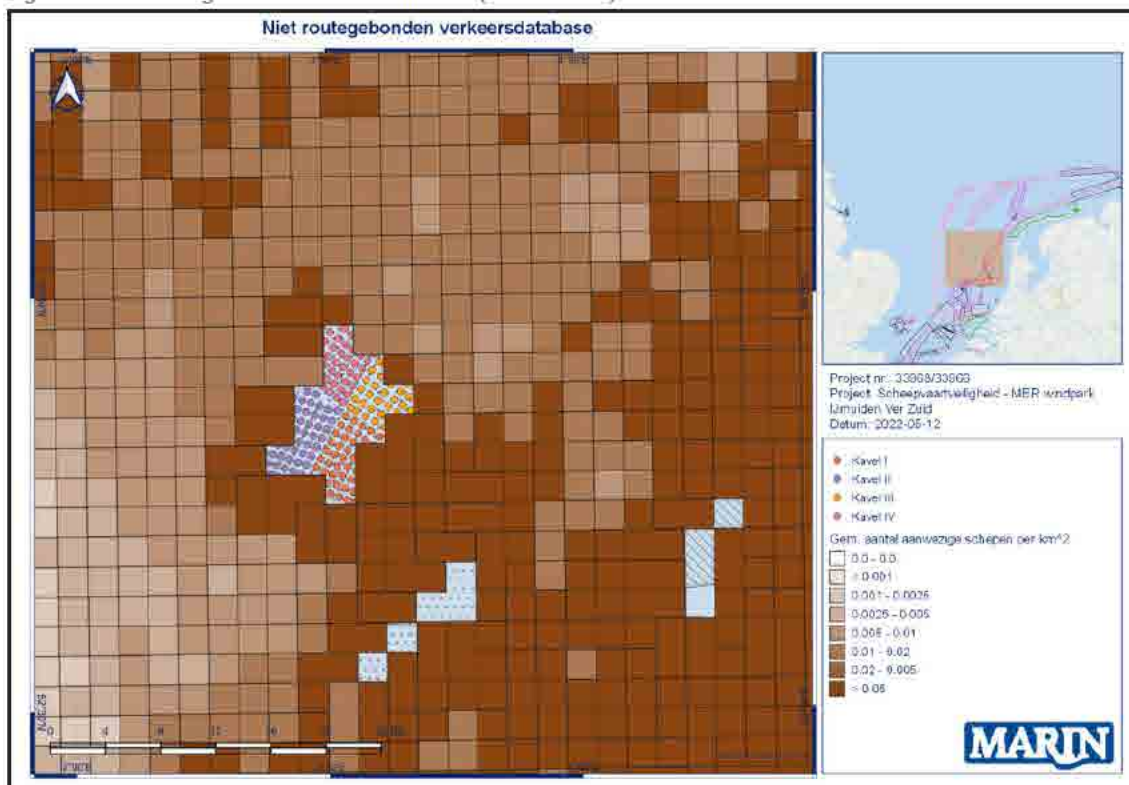
Niet-routegebonden verkeer

Het niet-routegebonden verkeer (visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart) kan niet op dezelfde manier worden gemodelleerd als het routegebonden verkeer. Het gedrag van dit verkeer op zee is duidelijk anders en lastiger te voorspellen. Men vaart niet van haven A naar haven B langs duidelijke routes, maar van haven A naar een of meerdere bestemmingen op zee en vervolgens meestal weer terug naar de vertrekhaven A. Het gedrag op zee is meestal onvoorspelbaar. Vissers varen bovendien nog vaak

heen en weer in een visgebied. Dit is de reden waarom dit verkeer niet met links, maar op basis van dichtheden in SAMSON is gemodelleerd.

Met een analyse van AIS-data uit 2019 (dezelfde database als ⁶⁰) is de gemiddelde dichtheid van het verkeer bepaald in 4 x 4 km rastercellen, zie Figuur 8.4. Net als het routegebonden verkeer zijn ook deze cijfers gecorrigeerd met de groeicijfers zoals berekend door de Erasmus Universiteit Rotterdam. In de analyse was het uitgangspunt dat er geen sprake zal zijn van integrale doorvaart door het windenergiegebied, of doorvaart in de passagestroken door kleinere schepen, anders dan door de beoogde clearway. Dat is conform het vastgestelde beleid rond doorvaart uit het Programma Noordzee 2022-2027. Het uitgangspunt van het onderzoek is dat het totaal aantal niet-routegebonden schepen op de Noordzee gelijk blijft, alleen de locatie waar ze varen is anders. Verkeer dat zich eerst binnen de grenzen van IJmuiden Ver bevond, is in de analyse verplaatst naar de randen rond het gebied. Dat is in overeenstemming met de uitgangspunten van het onderzoek naar de cumulatieve effecten van de doorkijk naar 2040. Voor meer informatie, zie bijlage 7.

Figuur 8.4 Niet-routegebonden verkeersdatabase (bron: MARIN)



Gebruikte modellen

Het totale SAMSON-model bestaat uit verschillende sub-modellen voor de verschillende type ongevallen. Om het effect van de kavels van windenergiegebied IJmuiden Ver voor de scheepvaart te kwantificeren, is het verwachte aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar bepaald. Hiervoor zijn de volgende modellen gebruikt:

- Contact met een vast object (windturbine)
 - als gevolg van een navigatie fout (ramming)
 - als gevolg van een motorstoring (drifting)

Om het effect van de windparken op de scheepvaart buiten de windparklocaties te kwantificeren, is het risiconiveau met en zonder de windparken vergeleken. Deze effecten zijn het gevolg van een verandering in de routestructuur: het verkeer dat eerst door het windenergiegebied voer, is nu buitenom geleid. Om het "algemene" risiconiveau vast te stellen zijn de volgende modellen gebruikt:

- Schip-schip aanvaringen
- Aanvaringen met een vast object (in dit geval bestaande offshore platformen)
 - als gevolg van een navigatiefout (ramming)
 - als gevolg van een motorstoring (drifting)

Voor de huidige studie zijn geen nieuwe berekeningen uitgevoerd voor het bepalen van het indirecte effect, maar is gebruik gemaakt van de resultaten van de studie naar de cumulatieve effecten en het vervolg van dat onderzoek met een doorkijk naar 2040.

8.4.2 Modelleren gevolgschade

Door een aandrijving of een aanvaring met een windturbine kan schade ontstaan. Die schade wordt gevolgschade genoemd. Onder die schade valt de schade aan de windturbine, schade aan het schip, milieuschade door een uitstroom van olie bij schade aan een schip en persoonlijk letsel door de aanvaring/aandrijving. Ook is er kans op economische schade door bijvoorbeeld schade aan (park)bekabeling of door stremming of obstructie van de vaarweg richting zeehavens. Deze economische schade wordt verder niet behandeld in dit MER.

Van de schepen die in aanvaring of aandrijving met het windpark kunnen komen zijn gegevens bekend over vaarsnelheden, vaarrichting, scheepstype en scheepsgroottes. Daarmee kan de maximale energie bij een mogelijke botsing worden bepaald. Deze energiemaat wordt gebruikt om, deels op basis van ervaring en deels op basis van complexe berekeningen, de schade aan een schip te bepalen dat in aanvaring met een ander schip of met een object komt. Het uitgangspunt is dat de volledige energie gedissipeerd wordt in de botsing. De verwachte aanwezige kinetische energie in varende of op drift geraakte schepen is voor deze studie ook bepaald en gepresenteerd per scheepstype, met daarbij ook de kans dat deze situatie optreedt.

Bepalen schade aan windturbine en schip

Voor de meeste scheepstypen is geen sprake van volledige dissipatie van de energie na een botsing vanwege de beperkte energieopname van het aangevaren object. Het bezwijkgedrag van windturbines is onderzocht.⁶² Daarbij is goed om op te merken dat de windturbines die nu worden geplaatst groter en

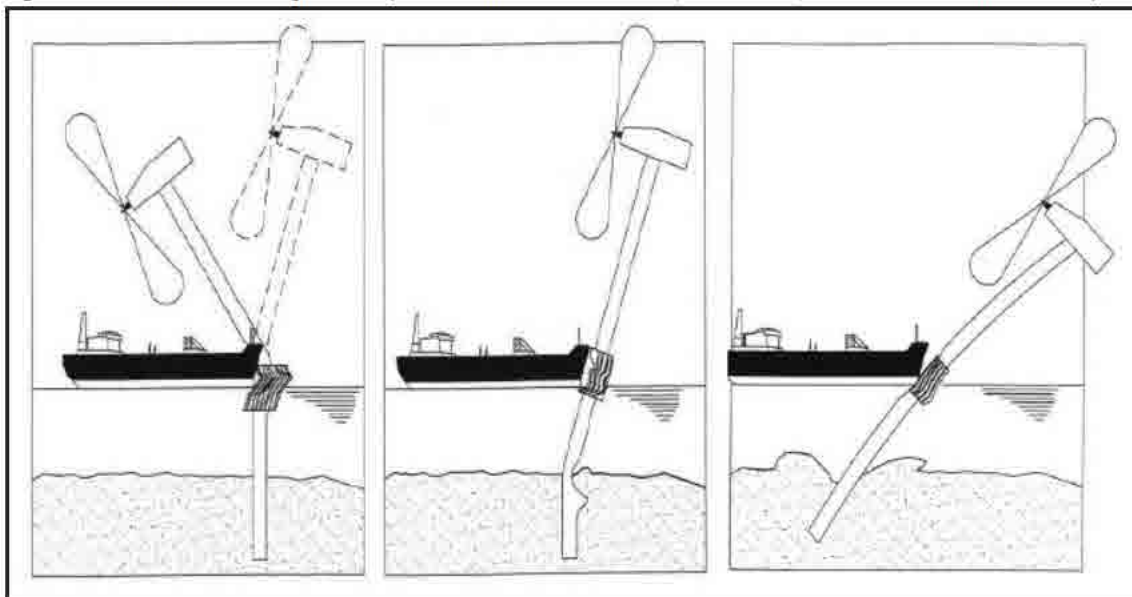
⁶² J. Barentse. Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie. Jacobs Comprimio Nederland. Juli 2000.

stijver zijn dan ten tijde van het onderzoek van Barentse (2000). Daarom is dit onderwerp nader onderzocht in het kader van MOSWOZ (Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee). De eerste resultaten van MOSWOZ zijn inmiddels bekend. De belangrijkste uitkomsten uit die eerste studie is dat een Kruiplijn Coaster (1550GT) zowel varend als drijvend alleen voor plastische vervorming van de windturbine leidt, en niet tot knikken of scharnieren. De gehanteerde schadematrix is daarmee conservatief van aard. Deze zijn meegenomen in dit MER en de achterliggende studies. Daarnaast bleek dat een groot drijvend passagiersschip of containerschip (>100 duizend GT) mogelijk onder bepaalde condities tot schade aan de turbine kunnen leiden waarbij de gondel op het schip valt.

Uit het onderzoek van Barentse (2000) bleek dat voor bijna alle scheepstypen de windturbine statisch gezien bezwijkt en daarbij slechts een fractie van de energie dissipeert. Voor de verdere analyse van de gevolgschade zijn de volgende twee bezwijkvormen onderscheiden (zie Figuur 8.5):

- **Knikken:** de windturbine bezwijkt door te knikken op het punt van impact, gevolgd door plastische vervorming, waarbij de mast blijft vastzitten. Ten slotte valt de windturbine naar het schip toe of juist van het schip af. In het geval dat de windturbine richting het schip valt kan de rotor met de gondel op het dek terecht komen.
- **Scharnieren:** de windturbine bezwijkt door het ontstaan van een plastisch scharnier bij de "bevestiging" op de bodem van de zee. De windturbine kan door het ontstaan van dit scharnier afbreken of wordt in zijn geheel (inclusief bodem) omvergeduwd. Het feitelijke scharnierpunt wordt dan verdeeld over de lengte in de bodem en is geen punt meer maar een deel van de mastfundering in de bodem die plastisch buigt en deels meegeeft.

Figuur 8.5 Verschillende bezwijkvormen (van links naar rechts: knikken, scharnieren, scharnieren met omverduwen)



Welke van deze beide bezwijkvormen optreedt, is alleen op basis van een dynamische berekening vast te stellen. Experts hebben op basis van hun onderzoek de frequentie van voorkomen geschat voor de verschillende bezwijkvormen. Daar waar de effecten nog niet zijn in te schatten heeft men voor een conservatief standpunt gekozen. Zo kan de mast met gondel van het schip af of op het schip vallen. Wat in werkelijkheid gebeurt, hangt van veel constructiewaarden en omgevingsfactoren af. Voor de nu uitgevoerde berekeningen wordt aangenomen dat de mast met gondel altijd op het schip valt ingeval van

knikken. Hiermee zijn niet alle scenario's meegenomen in dit onderzoek. Voor dit onderdeel is aanvullend onderzoek vereist. In Tabel 8.2 is een overzicht gegeven van verschillende bezwijkvormen door een aanvaring of aandrijving van een windturbine per scheepsgrootte. Ook is in de tabel aangegeven wat de verwachte schade aan het schip zal zijn. Dit is de gevolgschadetabel die ook in Barentse (2000) is gebruikt. Het bovenste deel van Tabel 8.2 geldt wanneer de windturbine knikt. Kleine schepen hebben niet genoeg massa om de windturbine te doen knikken.

Bij frontale en frontale/laterale (schampen) aanvaringen zal wel ernstige schade ontstaan aan de boeg en huid van het schip, maar zal geen ernstige schade optreden in het ladinggedeelte van het schip ("Geen" in Tabel 8.2). De constructie van het schip voor het aanvaringsschot (voorpiekschot) is zeer stijf waardoor de schade beperkt zal blijven tot het deel van het schip voor het aanvaringsschot. In dat gedeelte zal lek raken geen uitstroom tot gevolg hebben, omdat er geen lading of brandstof in dit deel van het schip aanwezig is. Bij het schampen zal het zeer stijve en uitwaaiende voordek van het schip de energie zonder veel schade opvangen. Er kan schade ontstaan aan het dek als de mast en/of gondel op het dek valt.

Er zijn meer scenario's denkbaar, en met hogere risico's, dan hiervoor beschreven. Zie het onderzoek van Marin (2019)⁵⁹:

- Voor kleinere scheepvaart (en zeker snelvarende schepen zoals tenders) kan grote schade aan schip (zelfs zinken) en persoonlijk letsel optreden;
- Hetzelfde geldt voor vissersschepen die in extremo kunnen omslaan bij schampen;
- Ook kan een schip op het laatste moment uitwijken (na een navigatiefout) en bij een uitwijkpoging alsnog de windturbine midscheeps raken. Dan ontstaat er een groter risico op schade aan de scheepshuid;
- Indien er uitstekende delen zijn op de windturbine, kan wel degelijk bij schampen of aandrijvingen aanvullende schade of letsel optreden, zoals bij hutten met bemanning en/of passagiers die aan de buitenzijde van een schip tegen de scheepshuid zijn gelegen.

Tabel 8.2 Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan de windturbine en het ladinggedeelte van het schip (aangenomen is dat knikken niet mogelijk is bij aandrijving). Gebaseerd op Barentse (2000); Gos = Gondel op schip en Mos = mast op schip na plastische vervorming

Bezwijkvormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenships (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	
Knikken	<500	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen						
	500-1000	0%	Ja	Geen	0%	Nee	Geen						
	1000-1600	5%	Gos Mos ¹	Dek	0%	Ja	Geen						
	1600-10000	10%	Gos Mos	Dek	5%	Gos Mos	Dek						
	10000-30000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	30000-60000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	60000-100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	>100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						

Bezwijkvormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenships (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	Tur. bine	Schip	
Scharnieren	<500	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	500-1000	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1000-1600	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Huid	100%	Nee	Geen
	1600-10000	90%	Ja	Geen	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Nee	Geen
	10000-30000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	30000-60000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	60000-100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	>100000	90%	Ja	Geen	91%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen

Bepalen milieuschade

Voor het bepalen van de kans op een uitstroom van olie is gebruik gemaakt van een schadematrix. De uitstroom van ladingolie en bunkerolie kan dus optreden nadat een schip groter dan 1000 GT tegen een windturbine aandrijft en er een gat in de scheepshuid wordt aangenomen. In de praktijk zal de windturbine niet vol (centraal) geraakt worden, maar met de voor-, zij- of achterkant van het schip, waardoor een deel van de botsingsenergie wordt omgezet in een rotatie van het schip. In de tabel is dit aangegeven als 'lateraal excentrisch', en is te zien dat dit niet wordt beschouwd in de berekeningen (0%). De berekening van de olie-uitstroom is dus een 'worst-case' benadering. Wanneer de kans op een olie-uitstroom en de hoeveelheid uitstroom een belemmering zouden vormen voor het al dan niet bouwen van offshore windparken, dan verdient deze schadematrix verdere aandacht.

Bepalen persoonlijk letsel

Voor de windturbines zijn de frequenties van een aantal verschillende schadevormen bepaald, waaruit de mogelijk optredende schade in termen van persoonlijk letsel is bepaald. Hierbij is uitgegaan van een aantal worstcase benaderingen. Persoonlijk letsel is voor een aanvaring alleen te verwachten wanneer de gondel met mast op het schip valt.

Uitgaande van het aantal aanvaringen/aandrijvingen zijn de volgende rekenslagen per scheepstype en grootte gemaakt:

- Het aantal aanvaringen/aandrijvingen wordt vermenigvuldigd met de bijbehorende kans op een bepaalde bezwijkvorm. Vermenigvuldiging met de kans voor die bezwijkvorm dat de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in Tabel 8.2). Het is niet bekend hoe vaak een mast op het schip valt of juist van het schip af. Omdat die verhouding niet bekend is, wordt hier met een factor 1 gerekend, dus met het worstcasescenario dat de mast altijd op het schip valt.
- Vermenigvuldiging met het beschadigingsgedeelte van het dek. Hierin zitten twee worstcase benaderingen, namelijk:
 - De mast valt geheel op het schip. Bij het schampen zal echter de mast vaak schuin over het dek kantelen.
 - Het oppervlak van de mast, inclusief het volledige rotorblad, wordt meegenomen in de berekening. Dus alsof de windturbine al draaiend intact op het dek valt.
- Vermenigvuldiging met de kans dat iemand zich bevindt op het beschadigde gedeelte. De kans dat een persoon zich ergens aan dek bevindt wordt op 10% geschat. In werkelijkheid is deze kans veel kleiner, aangezien vrijwel alleen bij vissersschepen bemanning aan dek te vinden is. Deze groep zit echter vrijwel niet in de groep schepen die de mast doet knikken. Deze 10% bevat ook de mensen die indirect worden getroffen door het doorwerken van de dekschade tot de ruimtes daaronder waarin personen aanwezig zijn.
- Vermenigvuldiging met het aantal personen aan boord: de kans is immers voor ieder persoon afzonderlijk bepaald.

Het persoonlijk letsel doordat mensen vallen door de klap zelf is niet gemodelleerd. Hetzelfde geldt voor de kleine schepen die frontaal tegen de bescherming van de mast varen en waarbij het schip (recreatievaartuig) volledig wordt vernield. Voor deze categorie schepen zijn de kansmodellen onbetrouwbaar. Bovendien zullen deze schepen vrijwel altijd schampen.

8.4.3 Kanttekeningen bij de modellering van de gevolgschade

Schade aan windturbine en schip

De modellering en de schade matrix zoals hierboven beschreven geven een weergave van de modellering zoals deze tot nu toe binnen alle uitgevoerde studies voor een m.e.r. gebruikt zijn. Deze modellen en aannames zijn gebaseerd op onderzoek uitgevoerd in 2005. Ondertussen zijn de windturbines (en ook de schepen) groter geworden en kunnen er bij verschillende onderdelen vragen gesteld worden over de toepasbaarheid van bijvoorbeeld de schadematrix voor de huidige situatie.

In de studie naar de cumulatieve effecten op de scheepvaartveiligheid van alle windparken samen⁶⁰, is dan ook besloten deze verouderde kennis niet als basis te nemen, ook omdat wellicht niet alle relevante scenario's voldoende belicht worden. Binnen de cumulatieve studie zijn dus ook geen gedetailleerde gevolgberoevingen gedaan. Ook zijn de berekeningen middels het SAMSON model niet opnieuw uitgevoerd op basis van de aanmerkingen. Daardoor is als aanbeveling opgenomen, vervolgonderzoek te doen naar de effecten van een aanvaring of aandrijving van de huidige en toekomstige windturbines met verschillende scheepstype en grootte.

Dat aanvullende onderzoek is onderdeel van het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) van Rijkswaterstaat. Dit programma loopt tot 2029. Een eerste onderzoek naar de gevolgschade van een grotere windturbine (10MW) is inmiddels afgerond⁶³. Een vervolgonderzoek, met nog grotere windturbines en een validatie van het model, staat gepland voor halverwege 2022. Op basis van het onderzoek van Van Rooij (2020) kunnen alvast de volgende kanttekeningen worden geplaatst bij de gebruikte schadematrix:

- Uit het onderzoek blijkt dat een Kruiplijn Coaster (1550GT) zowel varend als driftend alleen tot plastische vervorming van de windturbine leidt, en niet tot knikken of scharnieren. De gehanteerde schadematrix is daarmee dus conservatief van aard.
- Een groot driftend passagiersschip of containerschip (beide meer dan 100.000GT) kunnen onder bepaalde condities mogelijk schade aan de turbine veroorzaken, waarbij de gondel op het schip valt. Om hier met meer zekerheid conclusies over te kunnen trekken moeten aannames worden geëlimineerd en is het noodzakelijk dat er een volledig 3D FE model wordt gemaakt. De gebruikte schadematrix voorziet momenteel nog niet in het scenario dat driftende grote schepen kunnen leiden tot een op het schip vallende gondel.

Binnen de studie naar de effecten op scheepvaartveiligheid van IJmuiden Ver (zie bijlage 7) is wel gekozen voor het gebruik van de verouderde aannames. Hier is voor gekozen omdat op deze wijze geen trendbreuk ontstaat in de aanpak en resultaten ten opzichte van de studies voor de andere locaties, zoals Hollandse Kust (west), (noord) en (zuid) en Borssele. Omdat die aannames wel conservatief blijken te zijn, is de aanpak in dit hoofdstuk dus worst case. Er is met de verouderde aannames een goed zicht op de maximale effecten.

Milieuschade

Bij de modellering van de milieuschade kunnen een aantal kanttekeningen worden gemaakt:

- Bij het bepalen van de uitstroom van ladingolie is uitgegaan van enkelwandige olietankers. De praktijk, autonome ontwikkeling, is dat deze enkelwandige olietankers bijna uitgefaseerd zijn op de Noordzee en zijn vervangen door dubbelwandige tankers. De kans op een gat in een ladingtank bij een aandrijving bij een dubbelwandige tanker is kleiner. Dit betekent dat de kans en hoeveelheid van uitstroom van ladingolie minder zal zijn dan met het huidige model wordt berekend. De frequentie van uitstroom van bunkerolie zal niet afnemen.
- De verwachting bestaat dat grotere windturbines (>10MW) meer schade aan de scheepshuid kunnen veroorzaken dan de turbines waar de schadematrix op is gebaseerd (<5MW). Dat zou meer uitstroom tot gevolg kunnen hebben.

Vanwege de bovenstaande onzekerheden over het modelleren van de uitstroom van olie wordt de uitstroom van bunker- en landingolie niet meegenomen bij de milieueffecten. De onzekerheid over de uitgangspunten van de bestaande modellering binnen SAMSON is te groot om een betrouwbaar resultaat te geven.

Persoonlijk letsel

In de kansberekening is geen rekening gehouden met persoonlijk letsel dat kan ontstaan doordat een schip een windturbine schampt ter hoogte van bemannings- of passagiersverblijven. Ook dit effect is

⁶³ J.H.A. van Rooij. Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea. HVR Engineering, 081.R030.M006, 9 december 2020

onderdeel van de aanbeveling voor vervolgonderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van windturbines.

8.4.4 Effecten voor de scheepvaart door een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten

Als er beleidsmatig gekozen wordt voor het afsluiten van offshore windparken ontstaat er een “verboden” gebied voor alle scheepvaart. Reparatie- en onderhoudsvaartuigen zijn van die uitzondering uitgesloten. Vanwege dit “verbod” moeten sommige schepen een andere route volgen dan vóór de bouw van het windpark. Het verkeersbeeld rond het windpark verandert hierdoor. Dat kan effect hebben op de scheepvaartveiligheid. In 2022 is een studie uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat waarin de effecten op de scheepvaartveiligheid van Wind op Zee 2030 met doorkijk naar 2040 in kaart is gebracht.⁶⁰

In die studie zijn berekeningen uitgevoerd om het aantal aanvaringen tussen schepen onderling, met platformen en met windturbines te bepalen. Voor het bepalen van de effecten voor de scheepvaart door de wijzigingen in de routestructuur wordt binnen deze huidige studie gebruik gemaakt van de resultaten van de cumulatieve studie.

8.4.5 Kruisende scheepvaart

Schepen die elkaar naderen met kruisende koersen dienen tijdig vast te kunnen stellen of er gevaar voor aanvaring bestaat en dienen voldoende mogelijkheden c.q. ruimte te hebben om een mogelijke aanvaring te voorkomen. Daartoe dient men goed zicht op elkaar te hebben, zowel visueel als via de radar. Windparken belemmeren dit zicht, zowel visueel (windturbines blokkeren zicht op de navigatielichten van het schip) als op de radar (afscherming, valse echo's, windturbines geven onder andere dikke echo's op het scherm).

Dit geldt zeer zeker waar zich vele windturbines tussen de beide schepen bevinden, en in mindere mate waar zich enkele windturbines tussen beide schepen bevinden. Echter, op het punt dat zich nog maar enkele windturbines tussen beide schepen bevinden, kunnen de schepen elkaar al dicht genaderd zijn. De "Bepalingen ter voorkoming van aanvaring op zee" (artikel 8) van het Verdrag inzake Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee (1972, Londen), eisen dat men tijdig en duidelijk actie neemt op basis van betrouwbare informatie. Er wordt nagegaan in hoeverre het mogelijk is om tijdig actie te nemen op basis van betrouwbare informatie.

Om meer inzicht in de problematiek te verkrijgen is een windpark gebouwd (gemodelleerd) in het buitenbeeld van de full scale manoeuvreersimulator van het MARIN. In dit beeld zijn steeds twee kruisende schepen gemodelleerd. De navigator bestuurt het schip dat aan de westkant van het park van zuid naar noord vaart en een collision avoidance manoeuvre moet uitvoeren voor het andere schip, dat aan de noordkant van het park van oost naar west vaart.

De simulatortrun is zo samengesteld dat wanneer beide schepen niets zouden doen er een aanvaring zal plaatsvinden. Dit snijpunt van de kruisende koerslijnen wordt verder 'kruispunt' genoemd. De navigator heeft alle navigatiemiddelen (met uitzondering van AIS) ter beschikking. Het windpark en de verstoring van het windpark op achterliggende objecten, zijn gemodelleerd. De vraag is of de navigator in staat is om het andere kleine (om het probleem te vergroten) schip vroegtijdig te signaleren, de koers en snelheid van dit schip te bepalen en eventueel een manoeuvre in te zetten om de aanvaring te voorkomen. Voor meer

informatie over de uitgangspunten van de studie naar kruisende scheepvaart wordt verwezen naar het onderzoek van MARIN (bijlage 7).

8.5 Effectbeschrijving

8.5.1 Kans op aanvaringen en aandrijvingen

De bouw van een windpark in kavel II voegt nieuwe type risico's toe op die locatie op zee, namelijk de kans dat een schip tegen één van de windturbines aanvaart (rammen of schampen) of aandrijft (driften). De frequenties van deze ongevallen zijn bepaald met het SAMSON-model. De resultaten van deze berekening zijn gegeven in termen van het aantal mogelijke aanvaringen of aandrijvingen per jaar. Daarbij zijn de kansen berekend voor elke windturbine afzonderlijk en voor het gehele windpark.

In Tabel 8.3 is de kans weergegeven op een aanvaring/aandrijving per jaar, gesommeerd over alle windturbines. Hierbij zijn de totale frequenties weergegeven door zowel routegebonden schepen (R-schepen) en niet-routegebonden schepen (N-schepen).

Uit Tabel 8.3 blijkt dat de totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver 0,0202 is. Omgerekend betekent dit één aanvaring of aandrijving per 49 jaar. In de tabel zijn ook de aanvaar- en aandrijffrequenties weergegeven voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver (270 windturbines).

Tabel 8.3 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar (alle verkeer)

Variant	Turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver (totaal)	270	0,0097	0,0155	0,0252	0,0587	0,0020	0,0608	0,0860	12
Kavel II	67	0,0024	0,0023	0,0047	0,0151	0,0004	0,0155	0,0202	49

De kans op een aandrijving of aanvaring is niet voor iedere turbine hetzelfde. In Tabel 8.4 staan de gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequenties per turbine voor kavel II en voor het hele windpark IJmuiden Ver. Om de spreiding in kansen weer te geven worden ook de turbine binnen kavel II met de maximale en minimale kans weergegeven. Uit de tabel blijkt dat de gemiddelde kans op aanvaring/aandrijving per windturbine 0,000302 is. Dat komt neer op één aandrijving of aanvaring per 3314 jaar. Alle turbines liggen tussen de 1048 jaar en 5209 jaar.

De gemiddelde kans per windturbine van kavel II is kleiner dan die van het hele windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I t/m IV).

De modelturbine met de hoogste aanvaar- en aandrijfkans is turbine 68. Dit is de turbine op de zuidwesthoek van kavel II. De totale aanvaar- en aandrijfkans voor deze turbine wijkt echter weinig af van de naastgelegen turbines op de buitenste rij. Ten opzichte van de totale kans is de kans op aandrijven (driften) 73% en de kans op aanvaren (rammen) 27%. De kans op aandrijven wordt met name veroorzaakt door schepen in de categorieën GDC, container en RoRo.

Tabel 8.4 Verwacht aantal aanvaringen en aandrijvingen gemiddeld per windturbine per jaar

Variant	Turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
Alle turbines windpark	270	3,60E-05	5,72E-05	9,32E-05	2,18E-04	7,58E-06	2,25E-04	3,18E-04	3141
Alle turbines kavel II	67	3,56E-05	3,45E-05	7,01E-05	2,25E-04	6,71E-06	2,32E-04	3,02E-04	3314
Turbine met maximale frequentie	#68	4,05E-04	2,40E-04	6,45E-04	2,98E-04	1,15E-05	3,09E-04	9,54E-04	1048
Turbine met minimale frequentie	#134	6,81E-07	4,25E-08	7,23E-07	1,87E-04	4,59E-06	1,92E-04	1,92E-04	5209

8.5.2 Gevolgschade

In deze paragraaf worden de uitkomsten van een kwantitatieve analyse naar de gevolgschade beschreven. In paragraaf 8.4 is een andere toelichting van die analyse beschreven. Ook staan er een aantal aandachtspunten die golden bij het maken van die analyse. In het geval dat de genoemde aandachtspunten leiden tot een verwachte afwijking van de hieronder besproken uitkomsten, wordt dat benoemd.

Schade aan het schip

Voor de gevolgschade aan het schip zijn drie types te onderscheiden:

1. schade aan het schip in het geval dat de gondel en mastdeel op het schip valt na de aanvaring
2. alleen schade aan de scheepshuid
3. geen schade

In Tabel 8.5 staat per scheepstype en per soort schade het aandeel in het totale aantal aandrijvingen/aanvaringen met een turbine. Bijvoorbeeld: in 25.1% van de aanvaringen of aandrijvingen met een turbine is er sprake van schade aan de scheepshuid van een olietanker. In totaal is er bij 12.2% van alle aandrijvingen of aanvaringen met een windturbine geen schade aan het schip. In het grootste gedeelte van de aanvaringen of aandrijvingen (86.5%) is er schade aan de scheepshuid. Voor de absolute kansen wordt verwezen naar bijlage 7 (onderzoek MARIN).

Tabel 8.5 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequenties per scheepstype en soort schade

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos	Schade aan scheepshuid	Geen schade	
Olietanker	0,5%	25.1%	0,0%	25.6%
Chemicaliëntanker	0,1%	17.7%	0,0%	17.8%
Gastanker	0,1%	5.9%	0,0%	6%
Container+ RoRo	0,1%	12.8%	0,0%	12.9%
Ferry	0,0%	2,0%	0,0%	2,0%
Overige R-schepen	0,2%	21.3%	0,4%	21.9%

N-schepen	0,1%	1,8%	11,8%	13,7%
Alle schepen	1,2%	86,5%	12,2%	100%

Schade aan de windturbines

Er wordt onderscheid gemaakt in vier typen vervolgschade aan windturbines:

1. geen schade
2. de turbine kan scheef gaan staan
3. de windturbine kan omvallen
4. gondel en mast kunnen op het schip vallen

In Tabel 8.6 staat per type gevolgschade het aandeel van de totale aanvaringen en aandrijvingen. Bijvoorbeeld: in 28% van alle aanvaringen of aandrijvingen met een windturbine zal die turbine scheef komen te staan.

Tabel 8.6. Type turbineschade en aandeel in de totale aanvaringen en aandrijvingen

Type schade	Aantal per jaar	Aandeel in frequentie
Geen	0,002473	12%
Scheef	0,005702	28%
Omvallen	0,011791	58%
GosMos	0,000250	1%
Totaal	0,020216	100%

Op basis van de kanttekeningen in paragraaf 8.4.3 wordt verwacht dat de kans op een aanvaring tussen een schip en een turbine zonder schade zal toenemen. De kans op scheve of omgevallen turbines neemt dus af.

Persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel wordt veroorzaakt doordat de gondel en de mast op het dek van een schip kunnen vallen door een aanvaring of aandrijving van een windturbine. In Tabel 8.7 is voor kavel II een overzicht gegeven van het aantal directe doden door het op het dek vallen van de gondel en de mast.

Naast gevolgen voor personen door het vallen van een mast of gondel zijn ook andere scenario's denkbaar waarbij er gevolgen zijn voor personen aan boord, bijvoorbeeld wanneer een (passagiers)schip langs een windturbine schampt en er schade aan de huid ontstaat ter hoogte van slaapvertrekken. Deze gevolgen zijn niet beschouwd in het onderzoek uit 2005 naar de gevolgschade. De gevolgen voor personen aan boord is dan ook zeker een belangrijk onderdeel in vervolgonderzoek naar schade aan schip en windturbine na een aandrijving of aanvaring. Tijdens de uitvoering van de studie voor IJmuiden Ver was er nog onvoldoende kennis beschikbaar voor een goede kwantitatieve beschouwing van deze gevolgen.

Tabel 8.7 Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijvingen waarbij de mast met gondel op het schip valt

Scheepstype	Aanvaringstype Aantal per jaar		Samen eens in de ... jaar	Directe doden	
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar
Olietanker	6,0496E-08	5,3841E-07	1669722	1,5061	0,000001
Chemicaliëntanker	1,6747E-08	1,3448E-07	6612746	1,6270	0,000000
Gastanker	1,9284E-07	9,5412E-07	871869	0,8352	0,000001
Container + RoRo	1,9120E-05	1,7204E-04	5231	2,3993	0,000459
Ferry	5,0928E-07	4,5832E-06	196369	98,5232	0,000502
Overige R- schepen	1,8807E-06	1,6790E-05	53536	1,5249	0,000028
N-schepen	3,2568E-06	1,3820E-05	58560	0,3610	0,000006
Totaal	2,5037E-05	2,0887E-04	4275	4,2630	0,000997

Voor kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver is het verwachte gemiddelde aantal doden per jaar door een aanvaring of aandrijving van een windturbine 0,000997 (waar de gondel en de mast op het dek van een schip vallen). Dit zijn cijfers waarbij geen rekening is gehouden met eventuele slachtoffers bij aanvaringen en aandrijvingen waarbij de mast en gondel niet op het dek vallen, zoals bijvoorbeeld bij het omslaan van een vissersschip of het schampen van turbines.

8.5.3 Effecten van overige risico's voor de scheepvaart door een wijziging in de routestructuur

De afgelopen jaren zijn er verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de bouw van windparken op de Noordzee. In 2019 is een eerste onderzoek uitgevoerd: "cumulatieve effecten van de uitrol van Wind op Zee 2030 op de veiligheid van de scheepvaart". In dat onderzoek zijn met SAMSON verschillende berekeningen uitgevoerd. In 2021/2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040. Bij dit onderzoek zijn andere uitgangspunten gebruikt, onder andere wat betreft het doorvaartbeleid.

Beide onderzoeken zijn in dit MER gebruikt om de effecten op de scheepvaart, door de wijziging in de routestructuur, te bepalen. Daaruit blijkt dat het cumulatieve effect van de verschillende windparken op de schip-schip aanvaringen beperkt blijft. Wel is er een aanzienlijk effect op de kans op schip-turbine aanvaringen. In het meest recente onderzoek wordt aangenomen dat er geen doorvaart zal plaatsvinden door de windparken. Uit dat onderzoek blijkt dat de totale verwachte aanvaar- en aandrijfkans met een turbine 0,56 per jaar is voor het scenario van de oorspronkelijke routekaart 2030. Dat is één aanvaring per 1,8 jaar. Voor het scenario waarbij de wind op zee-versnelling (inclusief doorkijk naar 2040) is meegenomen, loopt die frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar).

Vanwege de ligging van het windenergiegebied IJmuiden Ver (dus niet alleen Kavel II) ten opzichte van de bestaande vaarbanen en -routes zijn er weinig effecten te verwachten op de routestructuur op de Noordzee. De algemene conclusie van het rapport van MARIN is dat het effect voor de scheepvaart door de wijziging van de routestructuur klein is.

8.5.4 Effecten van het werkverkeer op aanvaringsrisico

Er is, net als bij de uitgevoerde studies naar cumulatieve effecten van windparken op zee, rekening gehouden met extra werkverkeer door de bouw van windparken. In de kwantitatieve analyse met SAMSON zijn de effecten van het extra verkeer dus meegenomen. Voor meer informatie over de uitgangspunten van de verwachte verkeersgroei wordt verwezen naar Appendix 3 van het achtergrondrapport scheepvaartveiligheid (bijlage 7 van dit MER).

8.5.5 Walradardekking

Het effect op de scheepvaartveiligheid door de invloed van een windpark in Kavel II IJmuiden Ver op walradardekking wordt in hoofdstuk 10 (overige gebruiksfuncties) in dit MER beschreven (bij andere effecten op radarsystemen).

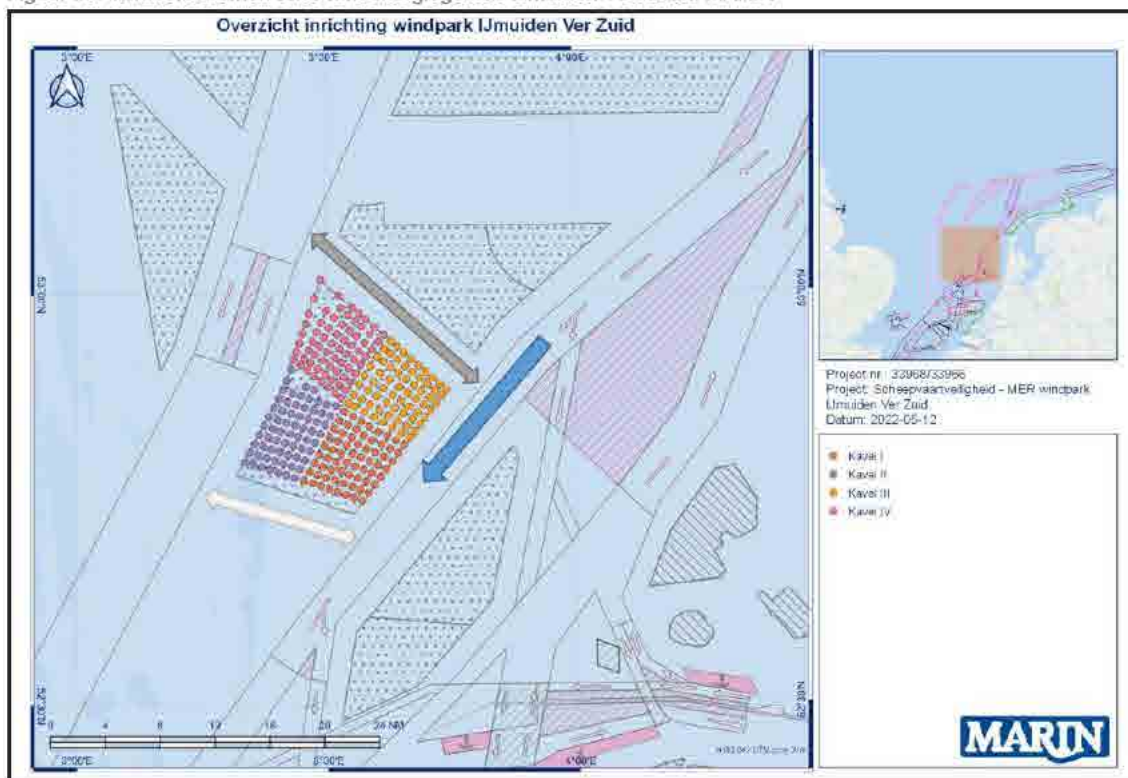
8.5.6 Kruisende scheepvaart

In de studie van het MARIN worden kwalitatieve uitspraken gedaan over de uitwijkmogelijkheden voor kruisende schepen bij de aanwezigheid van een windpark. Het is echter niet mogelijk om een bepaald risico te kwantificeren. Uit simulatorstudies blijkt dat verstoringen van het zicht en radarbeeld niet zo groot zijn dat het tot problemen leidt, maar het is niet zeker of dit ook bij mist en neerslag het geval zou zijn.

Voor Kavel II van IJmuiden Ver geldt dat er weinig tot geen situaties zijn waarbij de kavel de zichtlijnen beïnvloedt. Daarbij wordt rekening gehouden met de verschillende verkeer routes en verkeerstromen rond het windpark. Ook hier wordt aangenomen dat er geen directe doorvaart door het windenergiegebied mag plaatsvinden. Er is wel bestemmingsverkeer/werkvaart te verwachten. Dit gaat naar verwachting om goed manoeuvreerbare schepen waardoor de 2nm tot de VSS en 500m tot het overige niet-routegebonden verkeer voldoende is qua zicht.

Wel kunnen er (niet-routegebonden) schepen aan de zuidkant van Kavel II passeren in de westelijke richting. Die schepen kruisen aan de zuidwestkant van het park de VSS. Het is mogelijk dat de turbines binnen Kavel II een belemmering van het directe zicht kunnen veroorzaken. De afstand tussen de schepen in de VSS en de turbines is meer dan 2nm. Er is daardoor voldoende ruimte voor de (kleinere) schepen aan de zuidkant om uit te wijken. Voor schepen die westwaarts varen is belemmering van het zicht door de windturbines van Kavel II niet van toepassing.

Figuur 8.6 Verkeersstromen rond windenergiegebied IJmuiden Ver. Bron: MARIN



8.6 Effectbeoordeling

Aandrijvingen en aanvaringen

Voor Kavel II van windpark IJmuiden Ver zijn berekeningen uitgevoerd om de aanvaar- en aandrijfkansen met de windturbines te bepalen. Uit deze berekeningen blijkt dat de totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor kavel II 0,0202 is. Dat komt neer op één aanvaring per 49 jaar.

Persoonlijk letsel

Voor Kavel II is het verwachte gemiddelde aantal doden per jaar door een aanvaring of -drijving met een windturbine 0,000997. Dat cijfer gaat uit van een gondel en mast die op het dek van het schip vallen. Bij dit cijfer kunnen een aantal kanttekeningen geplaatst worden (een aantal scenario's is buiten beschouwing gelaten, en de cijfers zijn gebaseerd op kleinere turbines dan die nu worden gebouwd, zie 8.4.3). De cijfers zijn echter wel te vergelijken met die van andere kavels, omdat dezelfde methodiek is gebruikt.

Kruisende scheepvaart

Er zijn weinig tot geen situaties waarbij Kavel II de zichtlijnen voor kruisende schepen beïnvloedt. Er kunnen eventueel (niet-routegebonden) schepen aan de zuidkant van Kavel II passeren in de westelijke richting. In dat geval is de afstand tussen de schepen in de VSS en de turbines echter meer dan 2nm, waardoor er zeer waarschijnlijk voldoende ruimte is om uit te wijken.

Omdat de kans op aanvaringen en aandrijvingen toeneemt door de bouw van Kavel II, wordt Kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver negatief beoordeeld (-) op het aspect scheepvaartveiligheid, zie Tabel 8.8.

Tabel 8.8 Beoordeling scheepvaartveiligheid

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving met windturbines	-
	Gevolgschade van aanvaring en aandrijving	0/-
Scheepvaart	Uitwajmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0

8.7 Cumulatie

In dit hoofdstuk (en in de achtergrondrapportage die eraan ten grondslag ligt) wordt het cumulatieve effect van de verschillende windparken op zee niet apart beschouwd. De geplande verkeersroutes voor het routegebonden verkeer wijzigen namelijk niet, aangezien de routestructuur op zee zodanig is ontworpen dat deze rekening houdt met de reeds aangelegde en aan te leggen windparken. Het beschouwde nulalternatief is dus ook het cumulatieve scenario.

Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken zal plaatsvinden) is de totale verwachte aanvaring -en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 (1281 turbines) 0,56 per jaar (eens in de 1,8 jaar). Voor het scenario waarbij de versnelling is meegenomen loopt deze frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar).

Er zijn verschillende studies uitgevoerd, en nog bezig, naar de cumulatieve effecten op de scheepvaartveiligheid⁵⁹. De (voorlopige) conclusies van deze studies zijn al meegenomen in de effectbeschrijving en -beoordeling in dit hoofdstuk.

8.8 Mitigerende maatregelen

Om de effecten op de scheepvaartveiligheid te verkleinen zijn verschillende maatregelen denkbaar. Het bepalen van mogelijke maatregelen en het bepalen van hun effectiviteit was ook onderdeel van de studies naar de cumulatieve effecten. Deze maatregelen en de effectiviteit zijn bepaald binnen verschillende expertsessies. Niet alle voorgestelde maatregelen zijn opgenomen in dit hoofdstuk. Veel van de maatregelen zijn namelijk met name effectief en relevant wanneer naar het totale plaatje van alle windparken bij elkaar gekeken wordt. Voor "slechts" één park zijn sommige maatregelen wellicht minder relevant. Om de scheepvaartveiligheid op de Noordzee te waarborgen moet uiteindelijk wel gekeken worden naar het grotere plaatje. Alleen individuele maatregelen voor de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver volstaan dan niet meer. Een aantal relevante voorgestelde maatregelen zijn hieronder overgenomen. De volledige samenvatting van voorgestelde maatregelen is opgenomen in bijlage 7.

AIS-basestation en VHF-antenne

Sinds 1 januari 2005 zijn alle zeevaartschepen boven de 300 GT wettelijk verplicht om een AIS-transponder (Automatic Identification System) aan boord te hebben. Die transponder zendt de positie van het schip continu uit. In de buurt varende schepen kunnen deze signalen met hun eigen AIS ontvangen waarmee de positie, koers en snelheid van het andere schip bekend wordt.

Als de AIS-ontvangst of de totale AIS-infrastructuur niet voldoende is voor het scheepvaartaanbod, zullen de posities van schepen op de navigatiehulpmiddelen van alle gebruikers (zowel VTS/Kustwacht als varende schepen) niet correct zijn. In deze gevallen zal de AIS-ontvanger de positie van andere schepen proberen te updaten via haar eigen algoritmes.

Als dit gebeurt zullen sommige schepen mogelijk niet meer worden weergegeven. Ook is het mogelijk dat er een tijdsvertraging optreedt in de positie: AIS wijkt dan af van de werkelijkheid en van de radar-posities. Een oplossing voor dit probleem is het uitrusten van alle windparken met AIS-basestations. Ook wordt voor elk windpark een dekkend radarbeeld gegenereerd, in ieder geval voor een zone van minimaal 2 NM om het windpark heen. Indien nodig wordt ook een VHF-installatie (very high frequency) in het park geplaatst zodat Kustwacht met de scheepvaart kan communiceren.

Vessel Traffic Management (VTM)

De experts verwachten dat een VTM in de zuidelijke Noordzee een geringe positieve invloed heeft en het aantal aanvaringen (iets) zal verminderen met een geschatte reductie van ongevallen tussen schepen van ongeveer 30%. Bij het rammen van windturbines speelt in 70% van de gevallen een menselijke fout een belangrijke rol. Het effect is daardoor minder, ongeveer een reductie van 30% tot 70% (van Doorn et al., 2019).

VTM heeft een positieve bijdrage aan een veilige afwikkeling van het verkeer; het kan het verkeer waarschuwen voor onverwachte of afwijkende omstandigheden, voor dreigend gevaar en het kan coördinerend optreden in het geval van een calamiteit. De verwachting is dat de VTM weinig effect heeft in het geval van een driftend schip, behalve het coördineren van assistentie en het informeren van andere schepen in het gebied.

Bij het instellen van doorvaartbeperkingen in de windparken kan een VTM ook het middel zijn om naleving van de regels af te dwingen en het in- en uitvoegend verkeer in/van de TSS meer gecoördineerd te laten verlopen. Hierdoor kan de kans op botsingen met doorvaarders en werkverkeer worden verlaagd.

Het is belangrijk dat VTM goed wordt ingericht. Het gaat dan niet alleen om de invulling van VTM op het Kustwachtcentrum, maar ook van de sensoren die worden gebruikt. VTM werkt alleen goed in combinatie met andere maatregelen, zoals het gebruik van AIS en VHF als beschreven in paragraaf 0. Deze zijn een randvoorwaarde voor het gebruik van VTM. Om het effect van VTM verder te vergroten kunnen extra toezicht en handhaving werken om gedrag te beïnvloeden en de alertheid van schepen te vergroten.

Aanvullende markering en identificatie windturbines en windparken

De experts zijn het er ook over eens dat goede verlichting, markering en identificatie van windturbines een preventieve werking heeft op aanvaringen met windturbines met name voor werkvaart, visserij en recreatievaart in de situatie met doorvaart. Dit kan bijvoorbeeld als randvoorwaarde in de kavelbesluiten worden meegenomen.

ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel)

Uit de berekeningen in de voorgaande paragrafen blijkt dat aandrijven een aanzienlijk deel van de risico's vormt. Een aandrijving door een storing in de voortstuwing van een schip kan worden voorkomen. Opties hiervoor zijn het voor anker gaan van het schip, of het verhelpen van de storing. In de berekeningen wordt rekening gehouden met die opties.

Een derde mogelijkheid om een aandrijving te voorkomen na een storing is het vroegtijdig opvangen van een driftend schip met een sleepboot. Een sleepboot van de Nederlandse overheid (ERTV) wordt in dit geval naar een drifter gestuurd zodra er een melding binnenkomt bij de Kustwacht. Een sleepboot kan een aandrijving voorkomen als de boot op tijd bij het driftende schip kan komen. Gezien de afstand van de

Nederlandse kust tot het windenergiegebied is dit een significante factor. Een optie om de tijdigheid van een ERTV bij een calamiteit beter te kunnen garanderen is het permanent inzetten / paraat houden van een ERTV op een afstand van de kust. Dit is echter wel een dure maatregel.

Het wordt algemeen ondersteund dat het inzetten van één of meer ERTV's in het gebied effectief is bij de opvang van driftende schepen. ERTV's hebben daarmee een mitigerende werking bij aanvaringen en aandrijvingen met andere schepen en/of windturbines. Er zal echter weinig effect zijn voor schepen die dicht bij de windparken een stuurfout maken of technisch falen. Dit heeft te maken met een beperkte responstijd voor eventuele ERTV's. Een ERTV kan zelfs in die gevallen echter schade beperken, door te voorkomen dat een schip verder het windpark indrijft.

Extra SAR-capaciteit

Extra SAR (search and rescue) capaciteit zal met name impact hebben op de gevolgen van ongevallen voor de bemanningen van schepen en voor de werknemers van windparken. Het is effectief voor alle schepen maar vanuit de expert groep⁶⁴ wordt er vooral gekeken naar recreatievaart, omdat die groep vaak het minst zelfredzaam is ten opzichte van de andere scheepvaart. De SAR-capaciteit dicht bij de kust is goed voorzien met de inzet van de KNMR en de SAR-helikopter van de Kustwacht. Incidenten verder op zee en vooral in windparken bij slechte omstandigheden als de helikopter maar beperkt inzetbaar is, vragen mogelijk extra voorzieningen. De aanvaartijden vanaf het land worden dan beperkend. Dit is ook op te lossen door SAR-capaciteit te realiseren aan boord van ETV's of aan boord van andere schepen zoals bijvoorbeeld een Kustwacht multipurpose vaartuig (MPV) in het gebied.

Oliebestrijding

Het risico op olieverontreiniging (na incidenten) zal enigszins toenemen door toename van de kans op aanvaringen tussen schepen en windturbines. Aanvullende capaciteit voor oliebestrijding kan worden gerealiseerd door de nieuwe ETV en MPV uit te rusten met bestrijdingsmiddelen.

Fysieke beveiliging windparken

MARIN doet momenteel onderzoek in het open innovatieproject 'Vangrails op Zee'. In dat onderzoek wordt gezocht naar een barrière als een van de mogelijke mitigerende maatregelen voor het voorkomen van aandrijvingen met offshore windparken. Het doel hierbij is om te onderzoeken of aandrijvingen tussen schepen en offshore energieparken kunnen worden voorkomen met een barrière tussen de vaarroute (of ankergebied) en een energiepark.

Effectiviteit van de maatregelen

Het is niet mogelijk om de effectiviteit van hiervoor genoemde maatregelen in een getal of percentage aan te geven. Voor sommige maatregelen is de effectiviteit afhankelijk van de uiteindelijke implementatie. De meeste concrete en effectieve maatregel is Vessel Traffic Management (VTM), waarbij opgemerkt moet worden dat het de verwachting is dat de VTM weinig effectief is in het geval van een driftend schip. Bij het instellen van doorvaartbeperkingen in de kavel kan een VTM ook een middel zijn om naleving van de regels af te dwingen. Het stimuleren van AIS aan boord van recreatievaartuigen wordt tevens als zeer effectief gezien, dit met name vanwege het effect dat resulteert ten opzichte van minieme kosten⁶⁵. Uit de studie van MARIN blijkt dat het daadwerkelijke effect van de maatregelen niet duidelijk is.

⁶⁴ Maatregelen uit de cumulatieve studie zijn beoordeeld in expertsessies

⁶⁵ Idem

8.9 Leemten in kennis

Bij draaiende windparken op zee wordt gemonitord hoeveel en welke schepen gebruik maken van de omgeving van het windpark en hoeveel en welke incidenten hierbij plaatsvinden. Met de gegevens die daaruit voortkomen zal besloten worden of het gewenst is om hier een afwegingskader en een kansmodel voor te ontwikkelen. Het gedrag en de verkeersstromen van niet-routegebonden verkeer, dat in het SAMSON model buiten windenergiegebied IJmuiden Ver is geplaatst, kan tevens gemonitord worden. Verder kunnen de scenario's en impact van aanvaringen en aandrijvingen met windturbines verder onderzocht en uitgewerkt worden.

Zo zijn in dit MER voor het bepalen van persoonlijk letsel bepaalde aannames gedaan. Het is bijvoorbeeld niet bekend wat de kans is dat de mast op dan wel van het schip af valt bij aanvaringen en aandrijvingen. Ook komt het bezwijkgedrag van windturbines uit een studie uit 2000 (Barentse, 2000), terwijl windturbines fors groter zijn geworden.

In het kader van de doorgroei van windenergie op zee is in cumulatieve zin gekeken naar scheepvaartveiligheid en wordt er nagedacht hoe geconstateerde kennisleemten en hiaten in te vullen zijn. Door MARIN is een onderzoek uitgevoerd naar de scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen door het gecombineerde effect van de autonome ontwikkeling en de uitrol van de routekaart windenergie op zee 2030⁶⁶. Meer recentelijk is een vergelijkbaar onderzoek gedaan waarbij ook de versnellingsopgave voor 2030 is meegenomen.⁶⁰ Naar aanleiding van beide onderzoeken is besloten een monitorings- en onderzoeksprogramma op te zetten voor de scheepvaart, om kennisleemten en hiaten in te vullen. Onderdeel van die hiaten is de effectiviteit van de voorgestelde mitigerende maatregelen. Dit programma is in het voorjaar van 2021 gestart onder de naam MOSWOZ (Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee). Het idee van MOSWOZ is dat het antwoord gaat geven op de thema's en onderzoeksvragen weergegeven in Tabel 8.9.

Tabel 8.9 thema en toelichting onderwerpen en onderzoeksvragen MOSWOZ

Thema	Uitleg
Monitoring	Gericht op actuele risico-ontwikkeling op zee door windparken voor alle scheepvaart
Veiligheid	Gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen windturbines
Doorvaart	Risico's doorvaart windparken versus omvaren
Vessel Traffic management	Inrichtingseisen Vessel Traffic Management (VTM)
Emergency Towing Vessels	Verkennen inzet meerdere Emergency Towing Vessels (ETV's) – effectiviteit en modus operandi
Hydro-meteo	Hydro-meteo in relatie tot scheepvaartveiligheid - effecten windparken op wind, golven en zicht - verbeteren weerwaarschuwingen
Ankergebieden	Ankergebieden beter benutten
Crisisorganisatie	Verkennen impact op crisisorganisatie (vanwege complexiteit)
Buitenlandse benchmarking	Buitenlandse benchmarking windparken onder andere constructieve eisen aan windturbines, inzet van maatregelen, harmonisatie.

Overige en aansluitende vragen die een plek moeten krijgen in een monitoringsprogramma zijn;

⁶⁶ Zie <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/scheepvaart/> voor meer informatie en het onderzoek.

- De monitoring is gericht op de actuele risico-ontwikkeling op zee. Dit geeft enerzijds zicht in het effect van maatregelen die (al) genomen worden en anderzijds wanneer aanvullende maatregelen nodig zijn;
- Fundamenteel onderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van huidige en toekomstige generatie windturbines door koopvaardij schepen;
- Risico's doorvaart windparken versus omvaren - nader onderzoek naar discrepantie tussen de modelresultaten en de inzichten van de experts – bv door onderzoek naar de mogelijke invloed van de grid-grootte in het SAMSON-model op de discrepantie;
- Inrichting Vessel Traffic Management/VTM - onderzoek naar de benodigde inrichtingseisen - analyseren van opties en effectiviteit;
- Verkennen en onderbouwen van opties en optimaal gebruik van ETV's t.a.v. positionering op zee, aantal in te zetten ETV's, mogelijke alternatieven en hoofdlijnen voor een Programma van Eisen;
- Verkennen van de mogelijkheden om middels een betere benutting van de ankergebieden de risico's voor aanvaringen met windturbines te beperken;
- Verkennen van de impact op de crisisorganisatie voor de Noordzee - wat betekent deze ontwikkeling voor de crisisorganisatie bij RWS & KW? - niet zo zeer qua aantallen incidenten maar vooral tav de complexiteit van de incidenten;
- Buitenlandse benchmarking windparken in relatie tot maatregelen voor scheepvaartveiligheid – verkennen hoe andere landen omgaan met het veiligheidsniveau en daaraan gekoppelde maatregelen ter voorkoming en mitigeren bijvoorbeeld ten aanzien van constructieve eisen aan de windturbines om de gevolgen van een aanvaring zo veel mogelijk te beperken - verkennen van opties voor harmonisatie;
- Hydro-meteo waarnemingen, modellen infrastructuur en onderzoek voor scheepvaartveiligheid - wat zijn de effecten van de windparken op het golf en weerbeeld op de Noordzee (wind, wolken en zicht)? Actualiseren van de weermodellen om én ruimtelijk nauwkeurige verwachtingen te maken én het effect van de windmolenparken op het weer mee te kunnen nemen in de verwachtingen t.b.v. een veilige scheepvaart én ten tijde van calamiteiten adequaat te kunnen handelen. Dit in aanvulling op de metingen die langs de vaarroutes plaats vinden. Hieruit kan naar voren komen dat op volgende parken geen metingen aan de rand van de parken nodig zijn;
- Vragen uit het Noordzeestrategie/OFL traject – onderzoek naar aanleiding van eventuele aanvullende vragen en scenario's met betrekking tot scheepvaart (doorvaart in corridors, 45 meter met/zonder vissen);
- En mogelijk een beleidsmatige verkenning naar normstelling - welk (type) normstelling past bij de veranderingen op de Noordzee (gelijkwaardigheidsbeginsel, gebiedsgericht, risico x gevolgkosten, etc.)?

Een eerste onderzoek naar de gevolgschades aan grotere windturbines (10MW) is inmiddels afgerond⁶³. De start van vervolgonderzoek met grotere windturbines en een modelvalidatie staat gepland voor halverwege 2022.

9 Landschap

9.1 Inleiding

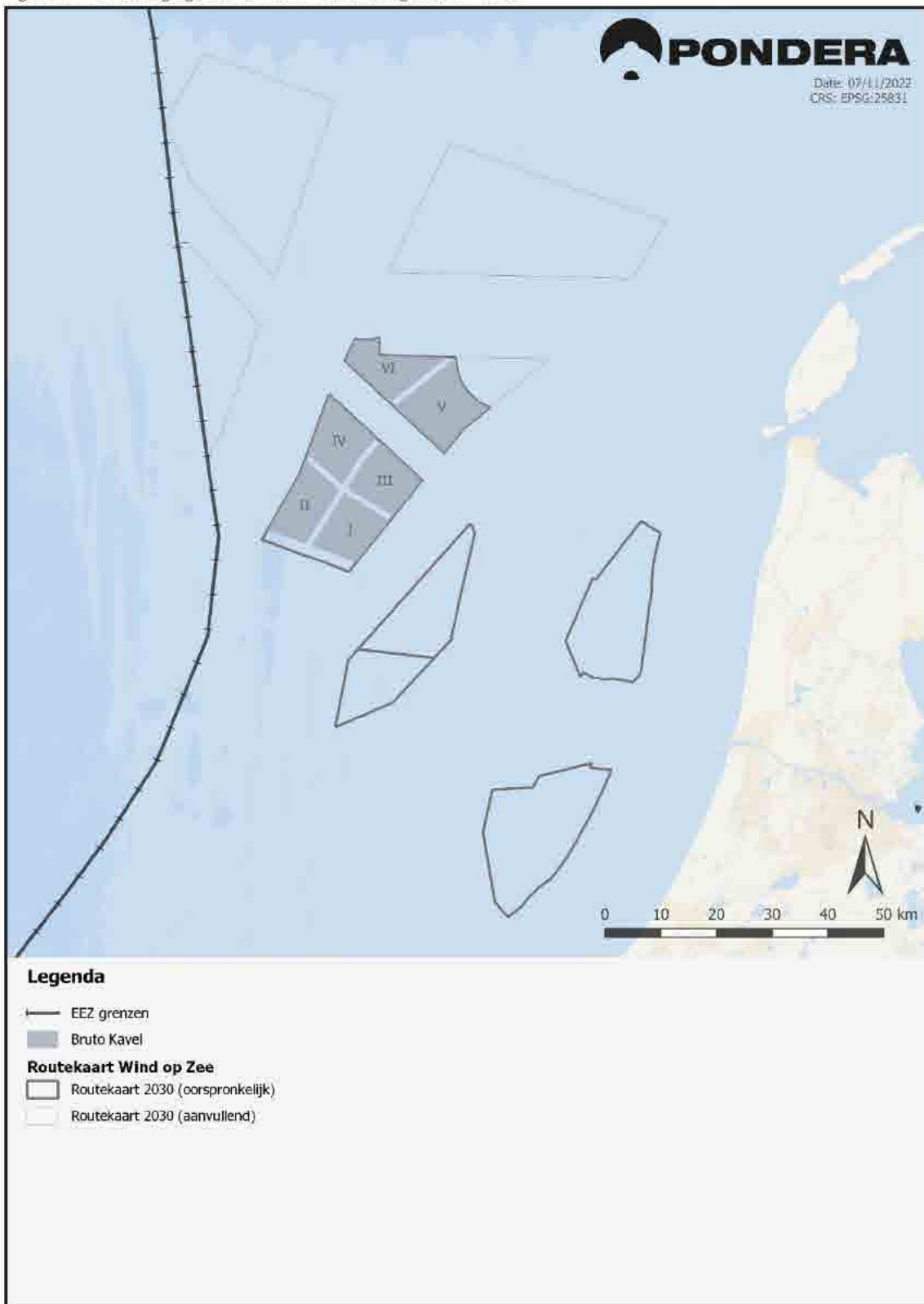
De zichtbaarheid van windturbines vanaf het vasteland is de belangrijkste factor voor het bepalen van de milieueffecten van het aspect landschap. Windturbines op zee kunnen zichtbaar zijn vanaf de kust, en kunnen zo de ervaring van de ruimte aantasten. Het is daarom belangrijk om te berekenen of en zo ja, in welke mate, windturbines zichtbaar zijn. Dat gebeurt in dit hoofdstuk.

In 2010 is een uitgebreide studie naar zichtbaarheid en maatschappelijke aspecten van windturbines op de Noordzee gedaan⁶⁷. Rijkswaterstaat heeft destijds opdracht gegeven voor dit onderzoek in het kader van de zoektocht naar mogelijkheden voor windparken aan de rand van de twaalfmijlszone. In dit MER zal mede worden ingegaan op de resultaten van de studie uit 2010. De resultaten uit die studie zijn ook gebruikt in de zichtbaarheidsanalyses die zijn uitgevoerd voor de kavelbesluiten van de windenergiegebieden Borssele en Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord).

In het komende hoofdstuk wordt ingegaan op de zichtbaarheid van turbines in kavel II van het windenergiegebied IJmuiden ver, gezien vanaf de Nederlandse kust. IJmuiden ver kent in totaal zes verschillende kavels. Die zijn te zien in Figuur 9.1.

⁶⁷ Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

Figuur 9.1 Windenergiegebied IJmuiden ver en aangewezen kavels



9.1.1 Worst-case benadering: maximale hoogte 305 meter

In dit hoofdstuk wordt een worst-case benadering gehanteerd voor het bepalen van de effecten op landschap. Dat betekent dat de maximale waarde van de kenmerken uit de bandbreedte uit Tabel 4.2 gebruiken. Op basis van die kenmerken worden berekeningen gedaan en effecten beoordeeld.

Er zijn nog geen exacte coördinaten bekend van de turbineopstellingen. Voor de analyse worden daarom de buitenranden van de kavelvlakken aangehouden als positie voor de dichtstbijzijnde windturbines, zodat de zichtbaarheid van de windturbines in de kavel niet kan worden onderschat.

De volgende kenmerken van windturbines zijn relevant voor het aspect landschap:

- de afstand tot de kust;
- het aantal turbines;
- de tiphoogte van de te plaatsen turbines;

Andere kenmerken, zoals de manier waarop de turbine wordt gefundeerd (monopile, tripod, etc.) of de dikte van de turbinepaal, hebben geen significant effect op zichtbaarheid. Dit komt doordat de minimale afstand tot het vasteland zo groot is, dat dit onderscheid ondergeschikt is aan de hoogte van de turbine. Met andere woorden: de hoogte van de turbines is bepalend voor de zichtbaarheid van de turbines vanaf het vasteland, niet de fundatiewijze of dikte van de turbinepaal. In Tabel 9.1 staan de relevante waarden van het in dit hoofdstuk gebruikte alternatief.

Tabel 9.1 Relevante kenmerken van het windpark

Kenmerk	Worst-case
Rotordiameter	280
Ashoogte	165
Tiphoogte	305

9.1.2 Kwantitatieve beoordeling: zichtbaarheid in percentage van de tijd

In Tabel 9.2 staat het beoordelingskader voor het thema landschap. Op basis van deze beoordelingscriteria worden de effecten van het windpark op het landschap in dit hoofdstuk beschreven. Zoals eerder is genoemd in de inleiding is alleen de zichtbaarheid van de windturbines van belang voor het aspect landschap. De zichtbaarheid wordt kwantitatief beoordeeld, door te berekenen welk percentage van de tijd de turbines (theoretisch) zichtbaar zijn.

Tabel 9.2 Beoordelingskader thema Landschap

Aspect	Beoordelingscriterium	Effectbeoordeling
Landschap	Zichtbaarheid (in percentage van de tijd)	Kwantitatief (% van de tijd dat het park zichtbaar is)

9.2 Opzet en Leeswijzer

In paragraaf 9.3 wordt beschreven hoe de zichtbaarheid van windturbines kan worden bepaald en berekend. In dit stuk worden ook de verschillende technische uitgangspunten die daarbij een rol spelen uiteengezet. In paragraaf 9.4 worden de berekende effecten beoordeeld op basis van het beoordelingskader in Tabel 9.2.

9.3 Zichtbaarheid van windturbines op zee

Zichtbaarheid is een abstract begrip waar niet gemakkelijk één passende definitie voor te vinden is. Er is een aantal factoren dat beïnvloedt of iets zichtbaar is. Sommige van deze factoren blijven hetzelfde, zoals afstand tot de waarnemer en de eigenschappen van het waar te nemen object. Maar ook veranderlijke factoren, zoals de meteorologische omstandigheden, kunnen effect hebben op de zichtbaarheid van een object. In deze paragraaf worden de belangrijkste factoren die de zichtbaarheid van objecten bepalen besproken. De zichtbaarheid van windturbines op zee wordt vervolgens met objectieve maatstaven beoordeeld.

De afstand waarop een object nog kan worden waargenomen wordt het zichtbereik genoemd. Dit bereik hangt af van een drietal factoren:

1. de eigenschappen van het object (windturbines);
2. de theoretische zichtbaarheid, die wordt bepaald door:
 - a. de kromming van de aarde (kimduiking);
 - b. de visus van het menselijk oog;
3. de meteorologische omstandigheden.

9.3.1 Eigenschappen van het object beïnvloeden zichtbaarheid

De afmetingen, het materiaal en de kleur van een object bepalen (deels) de zichtbaarheid ervan. Een groot object is vanzelfsprekend beter zichtbaar dan een klein object. Maar ook de kleur en het materiaalgebruik zijn van belang. Lichtblauwe of witte objecten vallen minder op tegen een lichte achtergrond, zoals de lucht, dan donkere objecten. Ook zal een object waarvan het materiaal weinig licht reflecteert minder goed zichtbaar zijn⁶⁸. Windturbines op zee zijn over het algemeen voorzien van een matte coating.

Beweging is een andere objecteigenschap die de zichtbaarheid beïnvloedt. Bewegende objecten trekken extra aandacht, omdat een deel van de zenuwen in onze ogen zeer gevoelig is voor beweging⁶⁹. Een draaiende windturbine zal daarom meer opvallen dan bijvoorbeeld een stilstaande radiomast van gelijke omvang.

9.3.2 Theoretische zichtbaarheid wordt bepaald door kimduiking en het menselijk oog

Voordat de maximale waarnemingsafstand (zichtbereik) kan worden berekend, is het van belang eerst de theoretische zichtbaarheidsafstand te berekenen. De theoretische zichtbaarheidsafstand wordt bepaald door de kromming van de aarde (kimduiking) en de beperkingen van het menselijk oog (de visus). Als

⁶⁸ Lörzing et al, 2007: zichtbaarheid van de Belle van Zuylen-toren

⁶⁹ Martinez-Condo & Macknick, 2007: Venster op de Geest

objecten op een te grote afstand staan zullen zij door één of beide van deze effecten niet meer zichtbaar zijn.

Turbines niet meer zichtbaar vanaf 67 kilometer afstand vanwege kimduiking

Doordat de aarde geen plat vlak is maar een bol, moet rekening gehouden worden met de curve van deze bol, ofwel de kromming van de aarde. Door de kromming van de aarde verdwijnen objecten achter de horizon naarmate de afstand tussen de waarnemer en het object groter wordt. Dit wordt ook wel kimduiking genoemd. Zie voor meer informatie Kader 9.1 en de schematische weergave in Figuur 9.2. De hoogte van een waarnemer is bij kimduiking van belang. Bij een waarnemehoogte van 1,6 m (ooghoogte), is het effect van kimduiking merkbaar bij een afstand tot het object vanaf ongeveer 4,5 km. Naarmate de afstand toeneemt zal een steeds groter deel van de onderzijde van het object niet meer te zien zijn (aangegeven met de letter 'x' in Figuur 9.2), totdat uiteindelijk het gehele object achter de horizon is verdwenen.

Kader 9.1 Berekening kimduiking

De theoretische afstand waarop een object geheel zal verdwijnen door kimduiking is als volgt te berekenen:

$$x = \frac{r}{\sin \beta} - r$$

$$\alpha = \frac{d * 360^\circ}{2 \pi r}$$

$$\beta = 180^\circ - \alpha - \sigma$$

$$\sigma = \arcsin \left[\frac{r}{r+w} \right]$$

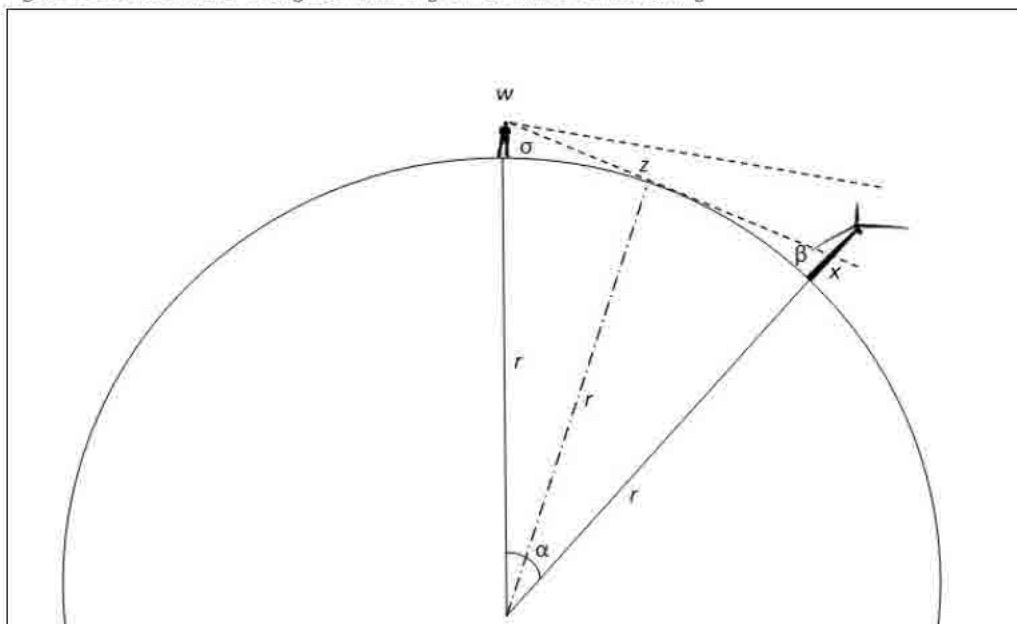
Waarin:

d = kijkafstand in m

r = straal van de aarde (6.378.000 m)

w = ooghoogte waarnemer (1,60 m)

Figuur 9.2 Schematische weergave kromming van de aarde en kimduiking



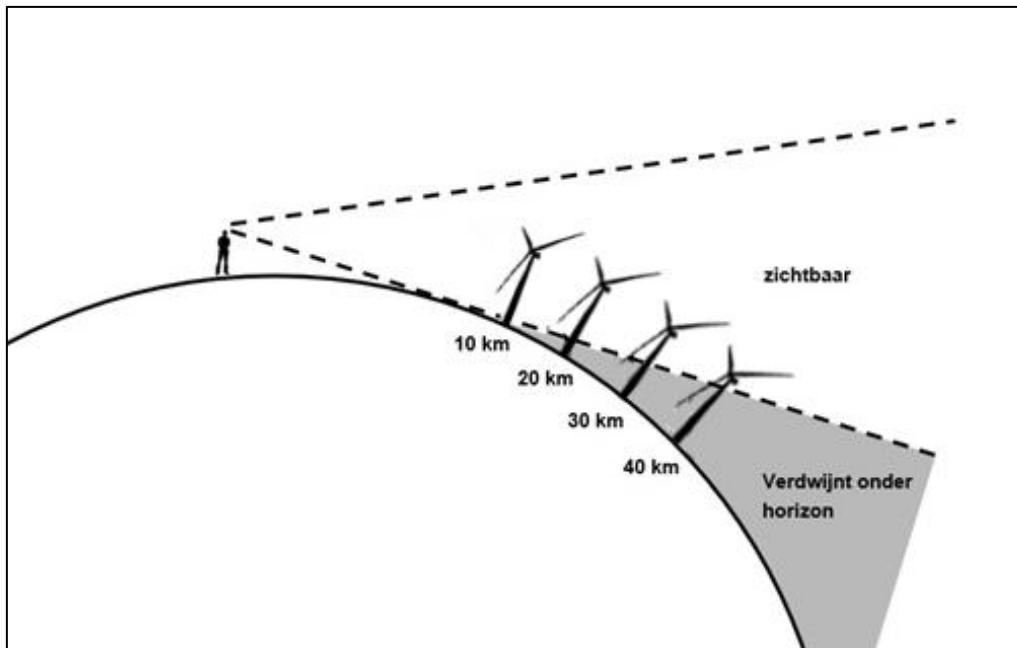
Bron: Lörzing et al, 2007

In Tabel 9.3 staan de verdwijnafstanden door kimduiking, die volgens de bovenstaande formule zijn berekend (zie ook Figuur 9.3). Het valt op dat het deel van een object dat niet meer te zien is snel groter wordt naarmate de afstand toeneemt. Uit dezelfde berekening blijkt dat een windturbine met een tiphoogte van 305 meter (de hoogte van de in dit MER beschouwde windturbines) op een afstand van ongeveer 67 kilometer geheel aan het zicht onttrokken wordt door dit effect bij een ooghoogte van 1,60 meter (strandbezoeker). Wanneer de waarnemer zich op een grotere hoogte bevindt, bijvoorbeeld op een duin of op een verdieping van een gebouw (20 meter), worden de turbines pas volledig aan het zicht onttrokken op een afstand van 82 kilometer tot het object.

Tabel 9.3 Verdwijnafstanden door kimduiking

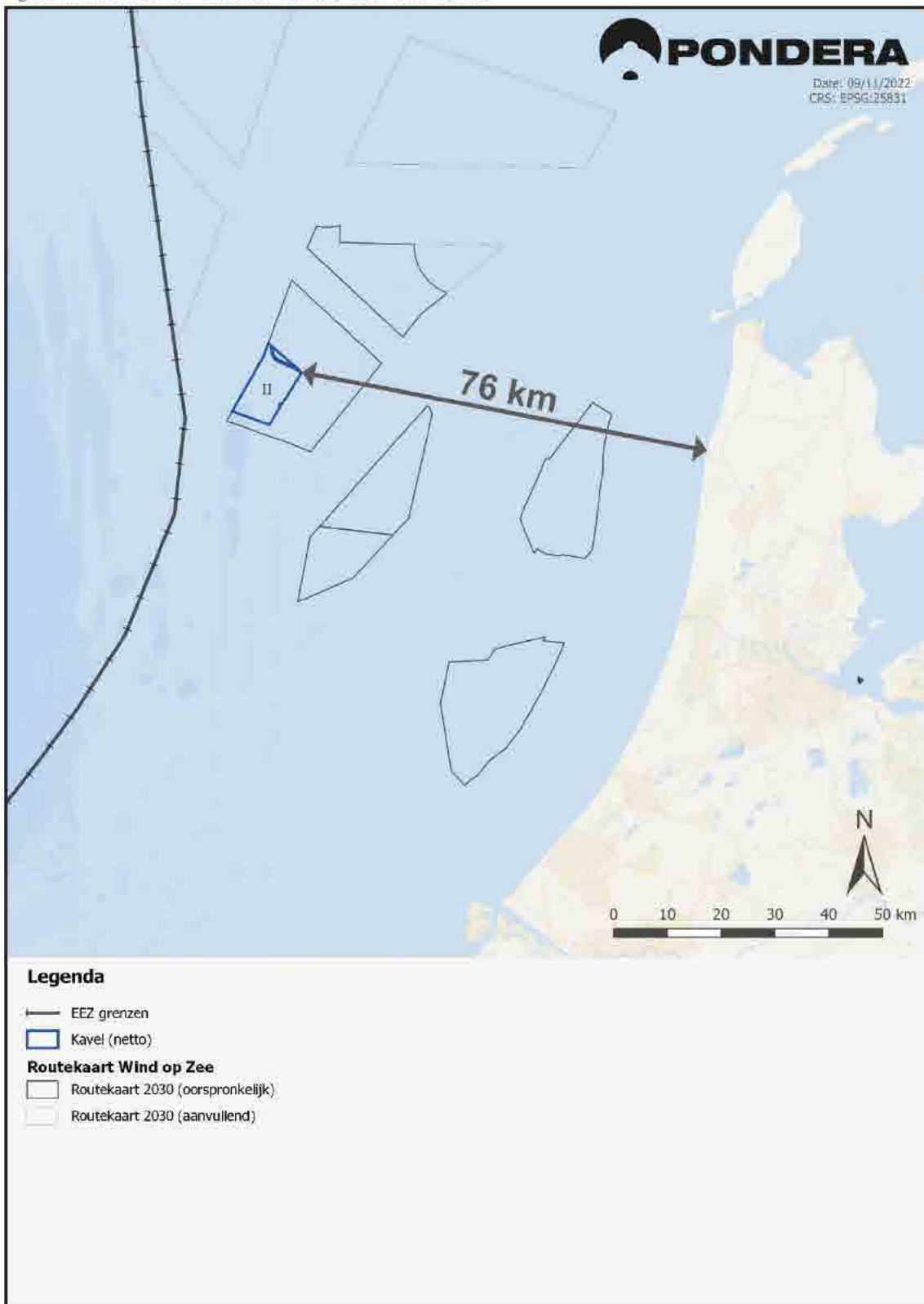
Afstand tot object	Deel niet meer zichtbaar	
	Ooghoogte: 1,60 meter	Hoogte: 20 meter
10 km	2 m vanaf aardoppervlak	0 m vanaf aardoppervlak
20 km	20 m vanaf aardoppervlak	2 m vanaf aardoppervlak
30 km	50 m vanaf aardoppervlak	15 m vanaf aardoppervlak
40 km	100 m vanaf aardoppervlak	45 m vanaf aardoppervlak
50 km	160 m vanaf aardoppervlak	100 m vanaf aardoppervlak
60 km	245 m vanaf aardoppervlak	150 m vanaf aardoppervlak
70 km	335 m vanaf aardoppervlak	230 m vanaf aardoppervlak
80 km	445 m vanaf aardoppervlak	320 m vanaf aardoppervlak

Figuur 9.3 Schematische voorstelling kimduiking en windturbines



De kavel IJmuiden Ver II ligt op een minimale afstand van ongeveer 76 kilometer tot de Nederlandse kust. Dit dichtstbijzijnde punt aan de Nederlandse kust ligt op het strand bij Petten. Zie hiervoor Figuur 9.4. Dat betekent dat de in dit MER beschouwde turbines met een tiphoogte van 305 meter volledig aan het zicht zullen worden onttrokken door de effecten van kimduiking bij een ooghoogte van 1,60 meter. Op een waarnemingshoogte van 20 meter is dit niet het geval; de bovenste 25 meter van de turbines blijft in dat geval theoretisch zichtbaar.

Figuur 9.4 IJmuiden Ver kavels en minimale afstand tot de kust



Menselijk oog kan object van 1 meter in theorie tot 10 kilometer waarnemen

Het menselijk oog is een zeer gevoelig instrument met een scherp waarnemingsvermogen, maar heeft desondanks natuurlijke beperkingen. Om te bepalen wat het maximale zichtbereik is, moet rekening gehouden worden met de gezichtsscherpte ofwel 'visus' van het menselijk oog. Uit wetenschappelijke literatuur blijkt dat onder optimale omstandigheden (hoog contrast en voldoende licht) het menselijk oog van een jong en gezond persoon, twee objecten van elkaar kan onderscheiden (in het midden van het blikveld) wanneer deze 0,3 boogminuten uit elkaar liggen⁷⁰. Dit betekent dat een voorwerp van 1 meter breed nog zichtbaar is op 10 kilometer. Een windturbinemast van bijvoorbeeld 4 meter doorsnede kan dus theoretisch, bij optimale omstandigheden, op 40 kilometer afstand nog worden onderscheiden van de achtergrond.

Niet alle onderdelen van de windturbine hebben echter een gelijke omvang en zijn dus op dezelfde afstand nog zichtbaar. We maken daarom een onderscheid in de belangrijkste onderdelen van de turbine, waarbij we aannames doen voor de afmetingen van deze onderdelen. In Tabel 9.4 worden deze afmetingen weergegeven. Zie ook Figuur 9.5.

Het waarnemen van windturbines tot op de theoretische zichtafstand is alleen mogelijk onder de meest optimale omstandigheden en zal in de praktijk niet altijd mogelijk zijn. Om te voorkomen dat landschapseffecten worden onderschat zijn deze getallen in deze studie wel gehanteerd (worst case inschatting).

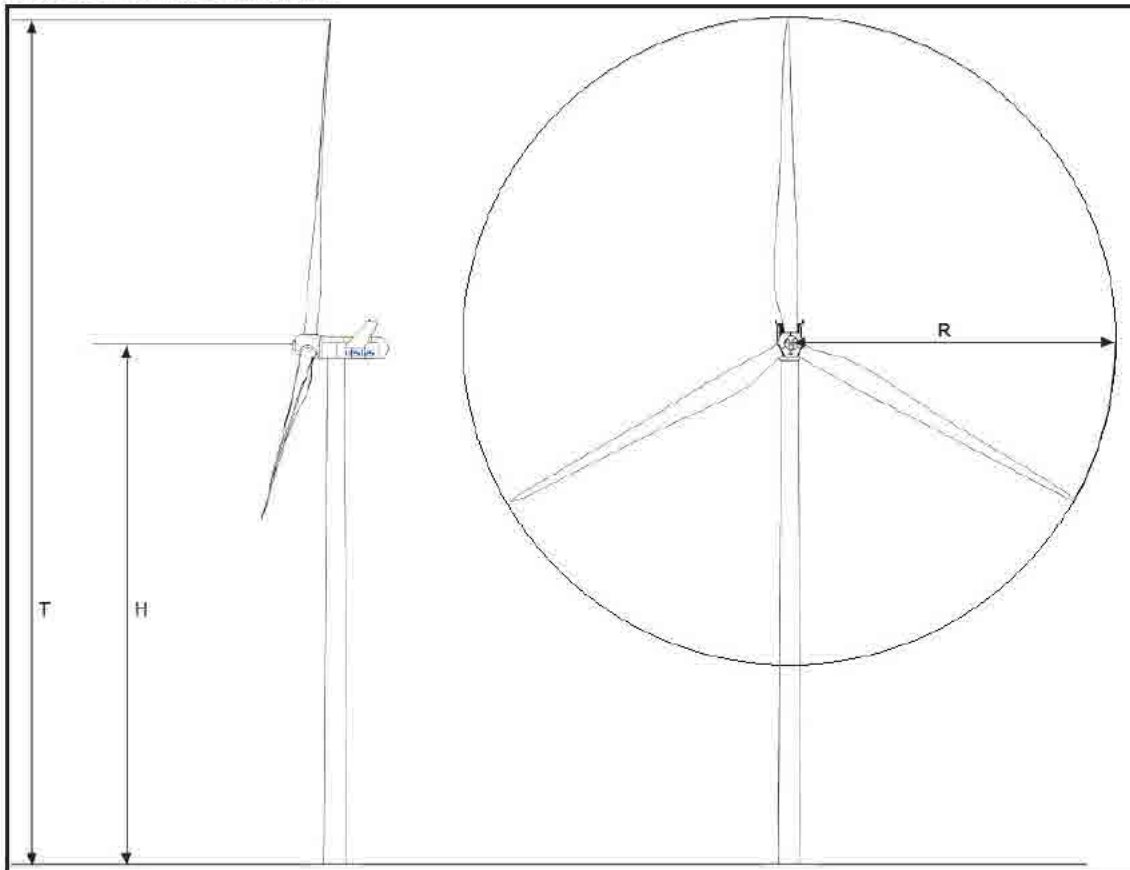
Tabel 9.4 Afmetingen turbineonderdelen

Turbineonderdeel	Afmeting onderdeel (m)*	Op max. hoogte (m)
Mast (maximale diameter)	15,0	187,0
Gondel	12,0	197
Rotorbladen (maximale breedte)	9,0	+ - 210,0
Rotortip	0,6	305

* Het betreft hier een fictieve turbine. De afmetingen zijn gebaseerd op die van de GE Haliade-X 12MW.

⁷⁰ Shang, H. and Bishop, I.D., 2000

Figuur 9.5 Afmetingen windturbines



In de praktijk worden theoretisch ideale condities zelden behaald

Er is ook onderzoek gedaan naar de werkelijke prestaties van het menselijk oog in relatie tot zichtbaarheid van windturbines⁷¹. Hieruit is gebleken dat bij extreem helder weer en op 25 km afstand, ongeveer 25 procent van de waarnemers een object nog herkende. Dit betrof turbines met een ashoogte van 50 meter en een rotordiameter van 52 meter. Uit de studie blijkt dat grote contrastwaardes tussen het object en de omgeving met name van belang zijn bij het waarnemen van objecten.

Deze inzichten met betrekking tot de visus van het menselijk oog zijn van belang bij het interpreteren van de zichtbaarheid van windturbines op zee. Tot een afstand van 5 km is het hele rotorblad voor mensen zichtbaar, en mag worden aangenomen dat een gemiddeld persoon dit zal kunnen waarnemen. Daarna zal de zichtbaarheid echter afnemen omdat het contrast niet maximaal is. Een witte turbine tegen een blauwe achtergrond is goed zichtbaar, maar er niet continue geen sprake deze situatie met maximaal contrast. Contrast wordt namelijk in hoge mate bepaald door de (weers-)omstandigheden, en deze zijn vrijwel nooit goed genoeg om de maximale theoretische zichtbaarheid ook daadwerkelijk te kunnen halen.

⁷¹ Bishop, et al, 2002: Determination of thresholds of visual impact: the case of wind turbines

Kimduiking heeft grootste effect op theoretische zichtbaarheid

Met de bovenstaande informatie kunnen we de theoretische zichtbaarheid van windturbines berekenen. Hierbij zijn aannames gedaan over de afmetingen van de verschillende onderdelen van de windturbines. In Tabel 9.5 staan de resultaten.

Tabel 9.5 Theoretische zichtbaarheid turbine

Turbineonderdeel	Afmetingen onderdeel (m)	Op maximale hoogte (m)	Maximale afstand zichtbaarheid (km)			Bepalende factor zichtbaarheid
			Op basis van kimduiking		Op basis van de visus	
			1,6 meter ooghoogte	20 meter ooghoogte		
Mast (maximale diameter)	15,0	187,0	54	65	172	Kimduiking
Gondel	12,0	197,0	55	67	137	Kimduiking
Rotorblad (maximale breedte)	9,0	+ 210,0	57	68	103	Kimduiking
Rotortip	0,6	305	67	79	7	Visus

Uit de bovenstaande tabel blijkt dat kimduiking het grootste effect heeft op de zichtbaarheid van de mast, de gondel en het dikste punt van het rotorblad. Dit betekent dat deze onderdelen eerder onder de horizon zullen verdwijnen, dan dat zij niet meer theoretisch zichtbaar zouden zijn vanwege de beperkingen van het menselijk oog. De rotortip, die een stuk smaller is dan de andere onderdelen, is op een relatief korte afstand niet meer zichtbaar voor het menselijk oog. Voor dit onderdeel is daarom de visus van het oog de primaire beperkende factor voor de zichtbaarheid.⁷²

Alle onderdelen van de turbines verdwijnen achter de horizon wanneer een waarnemer op het strand staat, en de ooghoogte rond de 1,60 meter ligt. Op een waarnemingshoogte van 20 meter worden de windturbines ook aan het zicht onttrokken door kimduiking, met uitzondering van het bovenste tipje van de rotorbladen. De tip zal echter ook niet zichtbaar zijn vanwege de beperkingen van het menselijk oog.

Conclusie: windpark verdwijnt volledig achter de horizon

Uit de analyse blijkt dat de theoretische zichtbaarheid van de turbines in kavel II van IJmuiden Ver voornamelijk wordt beïnvloed door het effect van kimduiking. Vanwege dit effect zal het windpark niet zichtbaar zijn vanaf de Nederlandse kust.

De bovenstaande paragrafen betreffen het berekenen van de theoretische zichtbaarheid. Voor de daadwerkelijk zichtbaarheid moet ook worden uitgegaan van een extra zichtbeperkende factor: de meteorologische omstandigheden. In de volgende paragraaf wordt hier verder op ingegaan.

9.3.3 Meteorologische omstandigheden verkleinen zichtafstand

Naast de afstand tot een object, en de fysieke eigenschappen daarvan, hebben ook de meteorologische omstandigheden effect op de zichtbaarheid. Het zicht wordt vaak beperkt door (water)deeltjes in de lucht,

⁷² De rotortip is op het smalste punt ongeveer 60 centimeter breed, en wordt richting de gondel steeds breder. Er is daarom geen exacte afstand of rotortipbreedte waarop met zekerheid kan worden gezegd dat de rotortip niet meer zichtbaar is.

die de doorlaatbaarheid van de lucht verminderen en daarmee de zichtsafstand verkleinen⁷³. Het KNMI meet op 26 weerstations in Nederland de maximale zichtafstand per uur. Door het gemiddelde te nemen van een aantal weerstations (IJmuiden, Hoek van Holland, De Kooy en Schiphol) kan worden berekend binnen welk percentage van de tijd het windpark mogelijk zichtbaar is.

Op basis van resultaten uit voorgaande zichtbaarheidsanalyses^{74,75,76} blijkt dat objecten op een afstand van 48,6 kilometer tijdens de zomerperiode ongeveer 1% van de tijd zichtbaar zijn, oftewel een gemiddelde van 1 dag tijdens de periode mei – oktober. Op die dag is het park gemiddeld 0,8% van de dagperiode zichtbaar. Dit komt neer op ongeveer 7 minuten. Aangezien de windturbines in dit MER significant verder weg zullen komen te liggen dan de 48,6 kilometer uit die analyse, namelijk op minimaal 76 kilometer, zullen de effecten ook kleiner zijn.

De conclusie is dan ook dat het windpark vanwege de meteorologische omstandigheden nauwelijks zichtbaar zal zijn.

9.3.4 Horizontale beeldhoek: windpark niet dominant aanwezig

De horizontale beeldhoek is een indicatie van hoe dominant een object aanwezig is in het zicht van de waarnemer. De horizontale beeldhoek wordt gedefinieerd als de breedte van het windpark in het beeld van de beschouwer, wanneer deze over de Noordzee uitkijkt. Uit Nierman et al. (2010)⁷⁷ blijkt dat dit relevant is tot op een afstand van ongeveer 30 kilometer. Buiten deze afstand neemt de zichtbaarheid van het windpark dermate af dat de aanwezigheid daarvan in de horizontale beeldhoek van het windpark niet meer bepalend is voor de dominantie daarvan in het beeld van de strandbezoeker.

Uit de bovenstaande paragrafen is gebleken dat het windpark niet tot nauwelijks zichtbaar zal zijn. Het windpark zal dus naar alle waarschijnlijkheid niet dominant zijn in het beeld van strandbezoekers.

9.3.5 Ook luchtvaartverlichting niet zichtbaar

Aangezien de turbines op kavel II van IJmuiden ver onder de horizon zullen verdwijnen, zal ook de verlichting niet zichtbaar zijn aan de kust. Er is daarom geen effect te verwachten.

9.4 Effectbeoordeling

Uit de bovenstaande effectbeschrijvingen blijkt dat de turbines van kavel II van IJmuiden ver in het worstcasescenario niet zichtbaar zullen zijn op een ooghoogte van 1,6 meter. Hetzelfde geldt voor een ooghoogte van 20 meter. De effectbeoordeling voor het thema landschap is neutraal (0), zie Tabel 9.6.

Tabel 9.6 Effectbeoordeling thema landschap

Beoordelingscriterium	Beoordeling
Zichtbaarheid in percentage van de tijd	0

⁷³ KNMI (2012)

⁷⁴ MER Kavel V en VI Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), bijlage 10 - Zichtbaarheidsanalyse

⁷⁵ MER Kavels I t/m IV, Hollandse Kust (zuid) (2015)

⁷⁶ MER Kavels VI en VII, Hollandse Kust (west) (2019)

⁷⁷ Nierman et al, 2010; Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee

De bovenstaande beoordeling gaat uit van het worstcasescenario. Dat betekent in dit geval dat het punt van de kavelrand dat het dichtst bij de kust ligt (76 kilometer), als uitgangspunt is genomen. In werkelijkheid zal een groot deel van het windenergiegebied verder weg liggen dan die 76 kilometer. De hierboven omschreven effecten op de zichtbaarheid zoals kimduiking, de visus van het menselijk oog en de meteorologische omstandigheden nemen exponentieel toe met de afstand. De zichtbaarheid van de windturbines van de verder weg gelegen turbines, en dus het effect op het landschap, zal daarom kleiner zijn.

9.5 Cumulatie

Naast het windenergiegebied IJmuiden Ver worden er ook andere windenergiegebieden gerealiseerd. Daarnaast hebben bestaande windparken die in de buurt liggen, zoals Egmond aan Zee, ook een mogelijk effect op het landschap. In voorgaande zichtbaarheidsanalyses⁷⁸ is de cumulatieve horizontale beeldhoek op het beeld van de kustbezoeker berekend, zodat kon worden bepaald of het windpark dominant zou zijn in het beeld van kustbezoekers. Hierbij zijn alleen objecten tot 30 kilometer meegenomen, aangezien de zichtbaarheid van objecten na deze afstand sterk afneemt dankzij onder andere kimduiking en meteorologische omstandigheden.

Het windkavel IJmuiden Ver II ligt op 76 kilometer afstand van de kust, en is alleen daardoor op jaarbasis minder dan 24 uur zichtbaar. Hetzelfde geldt voor het nabijgelegen windenergiegebieden zoals Hollandse Kust (west) en Nederwiek. Er wordt daarom geen significante bijdrage aan de cumulatieve effecten verwacht en zijn er geen mitigerende maatregelen noodzakelijk.

9.5.1 Leemten in kennis

Voor het thema Landschap zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving.

⁷⁸ MER Kavel V en VI Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), bijlage 10 - Zichtbaarheidsanalyse

10 Overige gebruiksfuncties

10.1 Inleiding

Bij de locatiekeuze van windenergiegebied IJmuiden Ver is rekening gehouden met de overige gebruiksfuncties van de Noordzee. Dankzij die locatieoverweging zijn de effecten van een windpark binnen de grenzen van dit windenergiegebied op de overige gebruiksfuncties in de omgeving beperkt. Desondanks kunnen er effecten optreden door de aanleg, exploitatie of verwijdering van de turbines en parkbekabeling.

In dit hoofdstuk zijn de effecten voor onderstaande onderwerpen onderzocht voor het milieuaspect overige gebruiksfuncties:

- Visserij
- Mijnbouw
- Luchtvaart
- Zand-, grind- en schelpenwinning
- Baggerstort
- Scheeps-, wal- en luchtvaartradar
- Kabels en leidingen
- Telecommunicatie
- Militaire activiteiten en niet-gesprongen explosieven (NGE)
- Recreatie en toerisme
- Cultuurhistorie en archeologie
- Bestaande windparken

Hierna volgt een beschrijving van de bandbreedte die in dit MER wordt onderzocht en de alternatieven die daarbinnen gekozen zijn. Vervolgens wordt in het beoordelingskader per onderwerp beschreven welke beoordelingscriteria er gebruikt zijn in de effectbeoordeling.

Vervolgens wordt per onderwerp beschreven wat de huidige situatie is, wat eventuele relevante autonome ontwikkelingen zijn (de nulsituatie), hoe en wanneer er effecten optreden en welke beoordeling de alternatieven krijgen tijdens de exploitatiefase, tijdens aanleg, verwijdering of onderhoud.

Samenvattend wordt de effectbeoordeling van alle onderwerpen in zijn geheel beschreven en wordt er aandacht besteed aan mogelijke cumulatieve effecten, eventuele noodzakelijke mitigerende maatregelen en overblijvende leemten in kennis.

In tegenstelling tot de andere effecthoofdstukken is er in dit hoofdstuk voor gekozen om per onderwerp zowel de huidige situatie en autonome ontwikkeling, als ook de effectbeschrijving en -beoordeling op te nemen. Hiermee wordt de leesbaarheid van het hoofdstuk vergroot.

10.2 Onderzochte alternatieven binnen de bandbreedte

De effecten op veel overige gebruiksfuncties zijn niet zozeer afhankelijk van de interne inrichting van een windpark (de positie van iedere turbine), maar van de buitencontouren van de kavel die het fysieke ruimtebeslag bepalen. De windturbines vormen fysieke obstakels waardoor het uitvoeren van veel

gebruiksfuncties binnen een windpark niet, of enkel onder voorwaarden, is toegestaan. Dit is het geval voor de onderwerpen visserij, mijnbouw, zand-, grind- en schelpenwinning, scheeps-, wal- en luchtvaartradar, baggerstort, kabels en leidingen, militaire activiteiten en recreatie en toerisme. We gaan ervan uit dat toekomstige ontwikkelaars de ruimte binnen de kavel volledig gebruiken. Daarom onderzoeken we geen alternatieve buitencontouren.

Voor enkele overige gebruiksfuncties spelen de specifieke inrichtingsaspecten van een windpark wel een mogelijke rol in de effectbeoordeling. Voor deze onderwerpen worden de effecten met name bepaald door inrichtingskenmerken, zoals de tiphoogte of het oppervlak aan erosiebescherming rondom de fundering. Dit is het geval voor de onderwerpen luchtvaart, telecommunicatie, NGE en cultuurhistorie en archeologie. We gaan ervan uit dat de toekomstige ontwikkelaars verschillende inrichtingen overwegen en kunnen toepassen. Daarom onderzoeken we wel alternatieve inrichtingen.

Tabel 10.1 geeft een indicatie van de oppervlakten van verschillende type funderingen en erosiebescherming wanneer deze voor alle turbines binnen de kavel toegepast zijn.

Tabel 10.1 Oppervlakte fundering en erosiebescherming. Weergegeven zijn de totaaloppervlaktes van een windpark met 67 x 15 MW turbines of 50 x 20 MW turbines (zie hoofdstuk 5 voor meer informatie).

Type fundering	Oppervlakte fundering (m ²)	Oppervlakte erosiebescherming per type (m ²)	Totale oppervlakte erosiebescherming (m ²)	Totale oppervlakte (m ²)
Jacket Ø 3,0 m (15 MW)	1.894	679	45.000	47.000
Jacket Ø 5,0 m (20 MW)	3.927	1885	94.000	98.000
Monopile Ø 11,5 m (15 MW)	6.959	831	56.000	63.000
Monopile Ø 15,0 m (20 MW)	8.836	1414	71.000	80.000
Tripod Ø 3,0 m (15 MW)	1.421	509	34.000	36.000
Tripod Ø 5,0 m (20 MW)	2.945	1414	71.000	74.000
Suction bucket Ø 20,0 m (15 MW)	21.049	7540	505.000	526.000
Suction bucket Ø 30,0 m (20 MW)	35.343	16965	848.000	884.000
Gravity BF Ø 40,0 m (15 MW)	84.195	10053	674.000	758.000
Gravity BF Ø 50,0 m (20 MW)	98.175	15708	785.000	884.000

10.2.1 Alternatieven

Er zijn twee alternatieven onderzocht om in kaart te brengen welke effecten er minimaal en maximaal kunnen ontstaan binnen de bandbreedte die in dit MER wordt onderzocht. Hiermee wordt zowel het best case als het worst case alternatief onderzocht.

Alternatief 1

Een inrichting met 67 windturbines van 15 MW met een tiphoogte van 261 meter en een tripod fundatie. Bij deze inrichting heeft een windpark in de kavel de kleinst mogelijke omvang in termen van tiphoogte en erosiebescherming. Naar verwachting zijn de effecten hiermee ook het kleinst. Daarom kan dit gezien worden als een best case alternatief waarbij minimale effecten optreden binnen de bandbreedte.

Alternatief 2

Een inrichting met 50 windturbines van 20 MW met een tiphoogte van 305 meter en een suction bucket, of gravity based fundatie. Bij deze inrichting heeft een windpark in de kavel de grootst mogelijke omvang in termen van tiphoogte en erosiebescherming. Naar verwachting zijn de effecten hiermee ook het grootst en kan dit gezien worden als een worst case alternatief waarbij maximale effecten optreden binnen de bandbreedte.

10.3 Beoordelingskader

Voor elk onderwerp van het milieuaspect overige gebruiksfuncties is minimaal één beoordelingscriterium opgesteld in Tabel 10.2. Op basis van die criteria worden de effecten beschreven en beoordeeld. Wanneer dat mogelijk is worden de criteria kwantitatief toegepast, en anders kwalitatief. De onderzochte effecten met betrekking tot scheeps- en walradar zijn aanvullend op de effecten onderzocht in Hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid.

Tabel 10.2 Onderzochte onderwerp van het milieuaspect overige gebruiksfuncties en hun beoordelingscriteria.

Onderwerp	Beoordelingscriterium
Visserij	Beperkingen visserij
Mijnbouw	Beperkingen olie- en gaswinning
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart
	Interferentie helikopterverkeer
	Interferentie Kustwacht
	Interferentie militaire luchtvaart
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning
Baggerstort	Beperkingen baggerstortlocaties
Scheeps-, wal- en luchtvaarradar	Interferentie radar
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen
Telecommunicatie	Verstoring straalpaden
Militaire activiteiten en NGE	Interferentie militaire activiteiten en NGE
	Aanwezigheid niet-gesprongen explosieven
Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart
	Beperkingen kustrecreatie
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten
Bestaande windparken	Beïnvloeding elektriciteitsopbrengst bestaande windparken

10.4 Visserij

10.4.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

De Noordzee is een belangrijk gebied voor de commerciële visserij. Verspreid over de gehele Noordzee worden dan ook verschillende vormen van visserij beoefend. Op de Noordzee zijn vissers vanuit verschillende Europese landen actief.

De Noordzee maakt onderdeel uit van de Noordoostelijke Atlantische Oceaan en kan op verschillende manieren ingedeeld worden, zie Figuur 10.1. Het gedeelte van een continent dat onder water staat wordt het continentaal plat genoemd. Het Nederlandse Continentaal Plat (NCP) is gelijk aan de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ).⁷⁹ Het heeft een oppervlakte van ongeveer 57.000 km² wat verdeeld is in blokken (A – T), die op hun beurt verdeeld zijn in vakken (1 – 18). Binnen de visserijsector wordt de Noordzee ook ingedeeld met de handelsbenamingen Noordelijke, Centrale en Zuidelijke Noordzee.⁸⁰

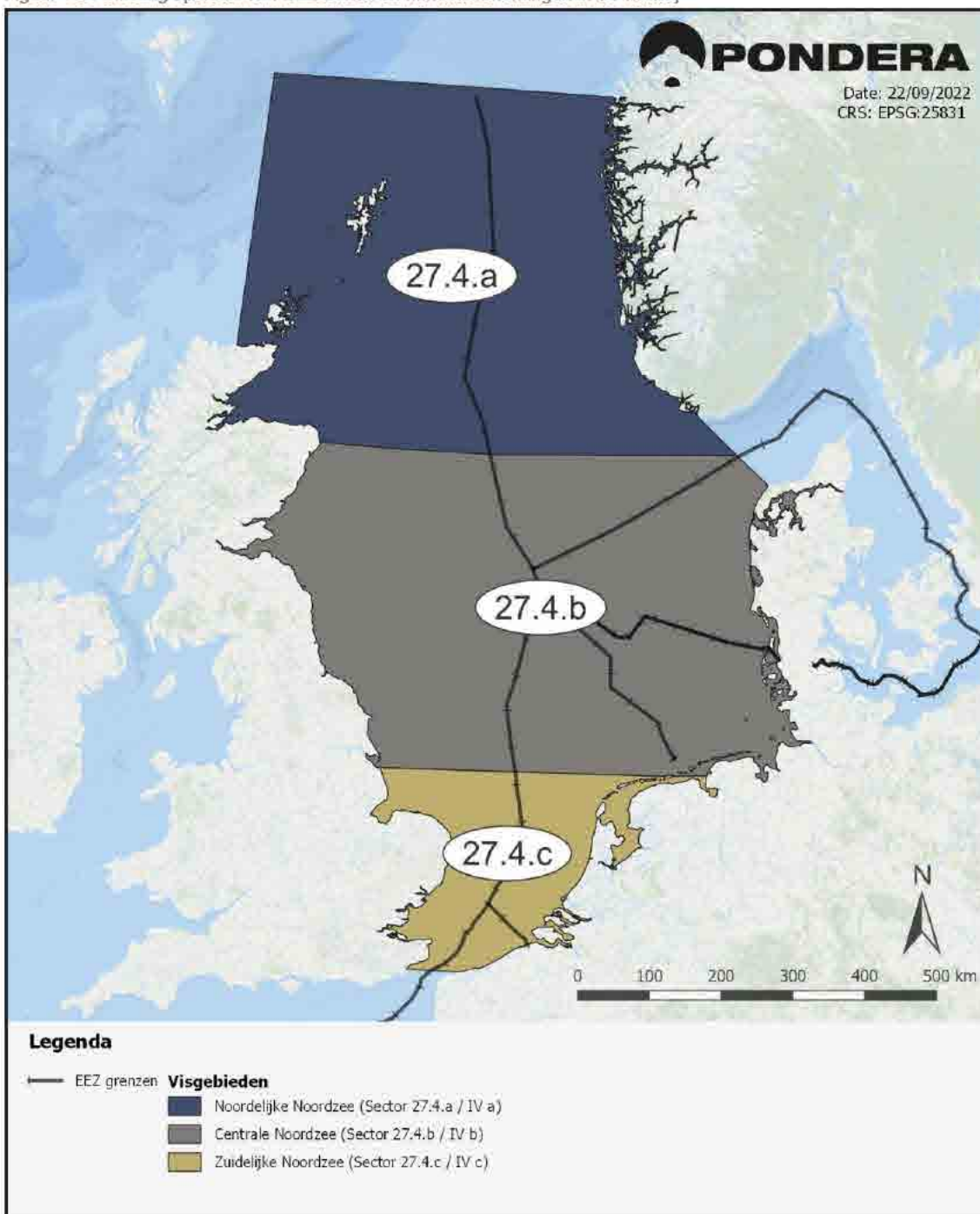
Binnen de grenzen van het NCP zijn veel Nederlandse vissers actief en liggen gebieden die tot de drukst beviste gebieden van de Noordzee behoren. Visserij is in beginsel overal op het NCP toegestaan, behalve binnen de 12-nautische mijlsgrens waar een vergunning nodig is, en daar waar het verboden is door het ruimte gebruik van andere functies. Ook is demersale visserij in bepaalde delen van Natura 2000-gebieden verboden omdat deze de bodem beroert (onder andere op basis van het VIBEG-akkoord⁸¹). Als visserij niet te combineren is met andere gebruiksfuncties binnen de beschikbare ruimte, wordt gebiedspecifiek afgewogen welke functies voorrang krijgen. In het MER kijken we naar mogelijke effecten op de Nederlandse visserij.

⁷⁹ Het Nederlandse grondgebied staat niet gelijk aan de EEZ en het NCP. Binnen de EEZ heeft Nederland enkel soevereine rechten, o.a. ten aanzien van exploitatie van natuurlijke hulpbronnen. Zie ook: <https://www.noordzeeloket.nl/beheer/maritieme-zones/>

⁸⁰ Handelsbenamingen EU, Bron: https://fish-commercial-names.ec.europa.eu/fish-names/area_nl?code=27 (geraadpleegd juni 2022)

⁸¹ Rijksoverheid, Nieuwsbericht 13-12-2011: Delen Noordzee verboden voor visserij door akkoord natuurbeweging, vissers en rijksoverheid.

Figuur 10.1 Indeling op basis van EEZ-zones en handelsbenamingen in de visserij



Nederlandse visserij

De Nederlandse visserij vist verspreid over het NCP op demersale (bodemgebonden) en pelagische (niet-bodemgebonden) vis. De demersale visserij vist direct boven de zeebodem naar met name platvissen zoals tong en schol. De vistuigen die hierbij gebruikt worden, maken contact met de zeebodem tijdens het vissen. Daarom wordt demersale visserij ook wel bodemberoerende visserij genoemd. De pelagische visserij (grote zeevisserij) vist in de waterkolom naar schoolvormende vissen zoals haring en makreel,

waarbij geen contact met de zeebodem wordt gemaakt. Hierbij worden grotere schepen dan in de demersale visserij gebruikt. Hierdoor kunnen zij verder en langer uitvaren en is het bereikbare areaal visgronden ook relatief groot ten op zichte van de demersale visserij. Er worden verschillende type visserij schepen en vistuigen gebruikt, afhankelijk van de vissoort waarop gevist wordt en het type schip. In Tabel 10.3 staat een overzicht van de voornaamste vistechieken en doelsoorten van de verschillende Nederlandse visserijsectoren.

Tabel 10.3 Soorten visserij schepen en voornaamste vistuigen en doelsoorten.

Visserijsector	Type schip en vistuig	Doelsoort	Type visserij
Grote zeevisserij (> 50m lengte, noordoostelijk Atlantische Oceaan)	Trawlerschepen met netten (verschillende soorten)	Schoolvormende vissen (o.a. sardine, sardinella, makreel, blauwe wijting, horsmakreel, haring)	Pelagisch
Kottervisserij (15 - 50m lengte, Noordzee)	Kotterschepen met sleepnetten (boomkor, SumWing, twinrig, flyshoot)	Platvissen (o.a. schol, tong, heilbot, tarbot, schar)	Demersaal
Overige kleine zeevisserij	Diverse soorten kleine schepen met hengel, staand want, fuiken en korven, kleine trawls en schelpdiervisserij	Diversen	Diversen
Mosselcultuur	Schepen voor het uitzetten van bodemgebonden kweekinstallaties (bodemcultuur), drijvende kweekinstallaties (hangcultuur), sleepnetten en mosselzaadinvanginstallaties	Mosselkweek, vangst mossel/bodemzaad, mosselbroed (larven)	Passief
Oestervisserij	Schepen voor het uitzetten van bodemgebonden kweekinstallaties (bodemcultuur), drijvende kweekinstallaties (hangcultuur)	Oesterkweek, vangst oesterbroed (larven)	Passief

In Figuur 10.2 is de ontwikkeling van de Nederlandse vlootsamenstelling tussen 2009 en 2020 te zien⁸². Het aantal actieve schepen is in deze periode gedaald met 11% van 666 naar 605. In de grote zeevisserij is in deze periode het aantal vaartuigen relatief het sterkst afgenomen met 57% van 14 naar 6 in 2020. De overige kleine zeevisserij heeft de meeste schepen zien vertrekken met een afname van 41 schepen tot 232 in 2020.

De kottervisserij groeide de laatste vijf jaren tot 2020, vanwege goede resultaten, naar 293 kotters. De omvang van de mosselvloot nam af met drie schepen en komt uit op 48 schepen in 2020. De oestersector bleef stabiel qua omvang met een aantal van 26 schepen. Meerdere mosselkotters worden ook voor oestervisserij ingezet en vice versa. Dat verklaart grotendeels de toename van 19 naar 26 oesterschepen in eerdere jaren.

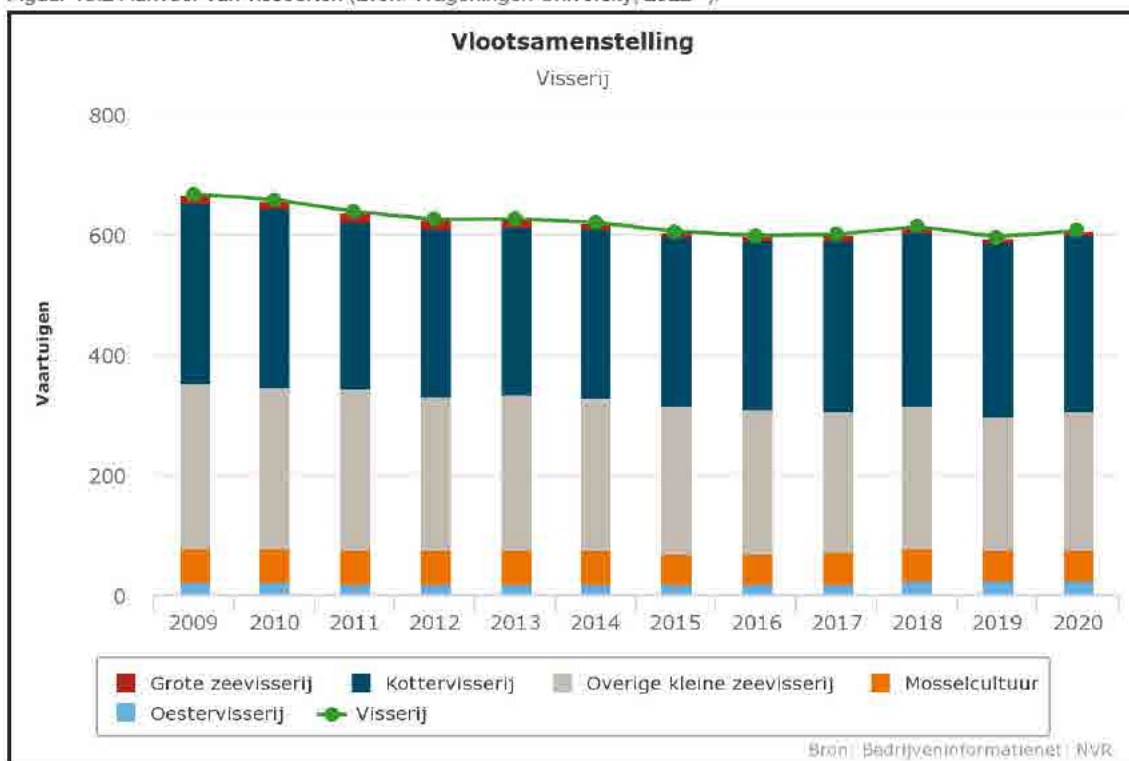
In Figuur 10.3 en Figuur 10.4 is de aanvoer van de Nederlandse visserij in miljoenen kg weergegeven⁸². De grote zeevisserij (pelagisch), die meerdere weken uit kan varen naar gebieden ver buiten het NCP, is

⁸² Wageningen University (2022), agrimatie – informatie over de agrosector. <https://agrimatie.nl/PublicatiePage.aspx?subpubID=2526§orID=2860&themaID=2286&indicatorID=2880>, bron geraadpleegd in juni 2022.

in 2020 verantwoordelijk voor 72% van de visaanvoer. De kottervisserij (demersaal) voor 19%. Het overige deel bestaat uit aanvoer vanuit de schelpdiervisserij (mossels en oesters) en overige kleine zeevisserij.

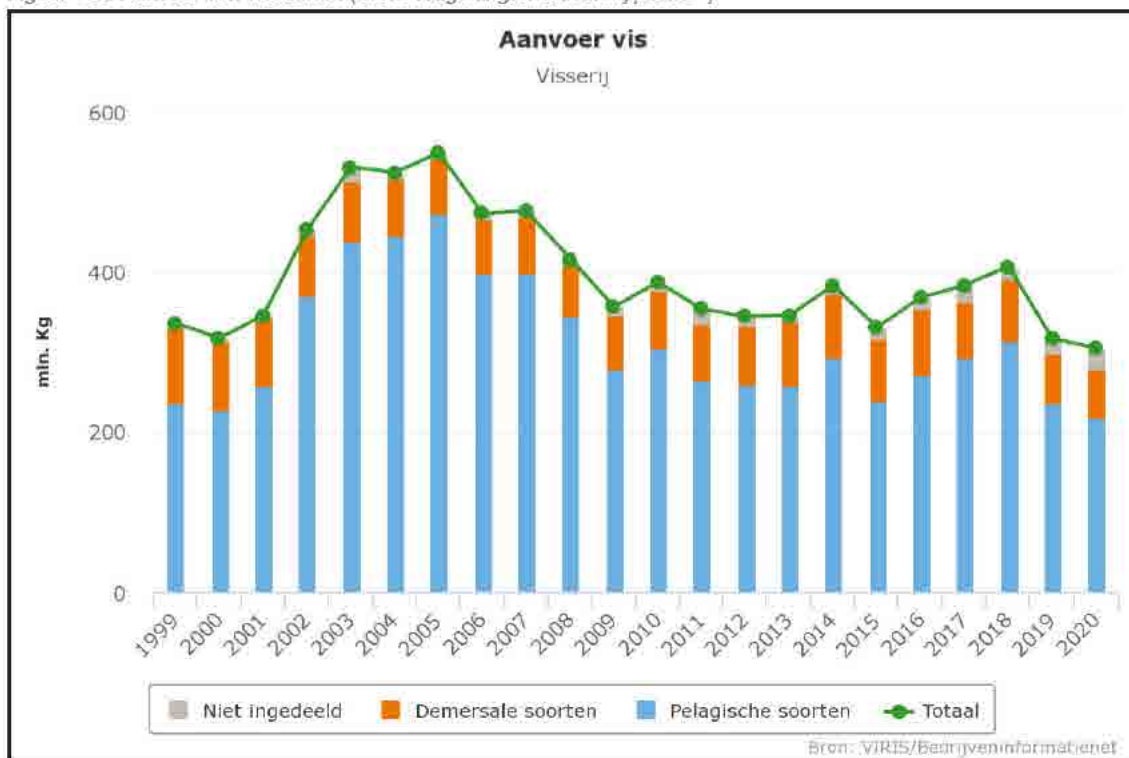
Sinds 2017 nemen de vangstvolumes van bijna alle commerciële doelsoorten in de Noordzee af. Dit komt onder andere door de remmende invloed op innovaties en investeringen als gevolg van onzekerheden rondom de Brexit-deal, het verbod op pulsvisserij, het Noordzeeakkoord en de aanlandplicht. Het verbod op pulsvistuigen⁸³ dat sinds juli 2021 van kracht is, kan in de jaren na 2020 grotere veranderingen in de kottervisserij veroorzaakt hebben die nog niet in deze cijfers zijn terug te zien. Ook de recente grote stijging in brandstofprijzen zal naar verwachting effecten hebben op de Nederlandse visserijsector.

Figuur 10.2 Aanvoer van vissoorten (Bron: Wageningen University, 2022⁸²).

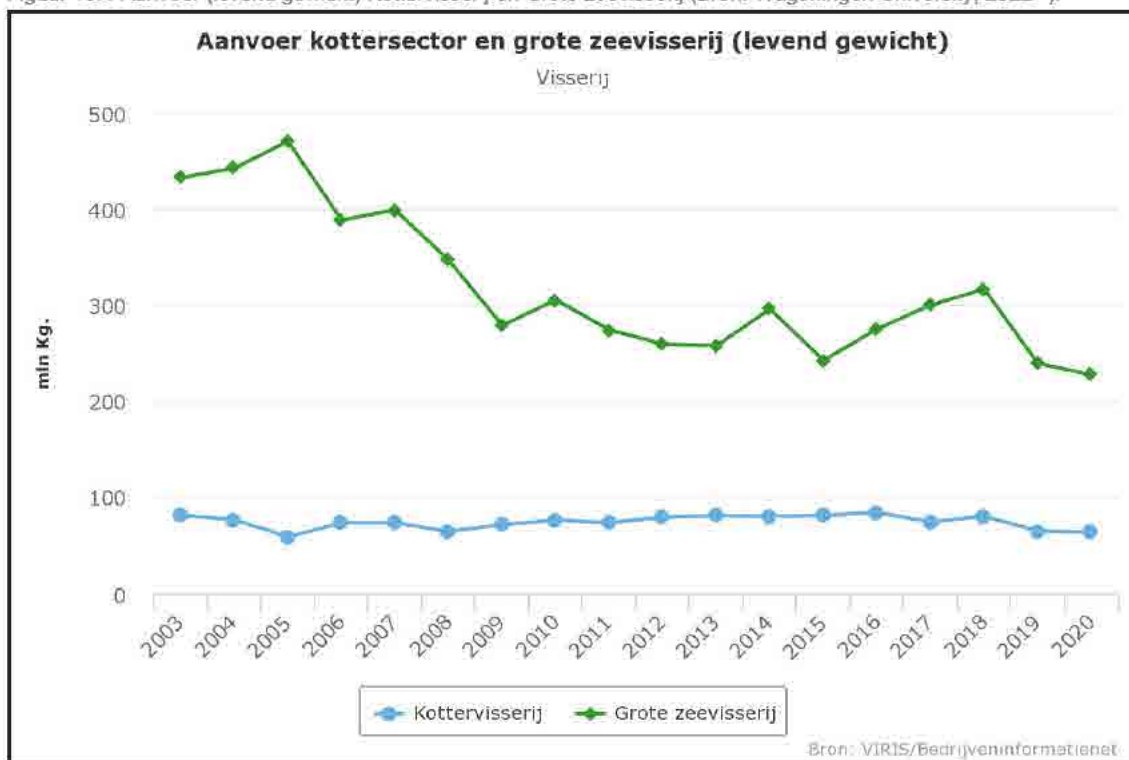


⁸³ European Parliament, Conservation of fishery resources and protection of marine ecosystems through technical measures, Strasbourg, 16 April 2019.

Figuur 10.3 Aanvoer van vissoorten (Bron: Wageningen University, 2022⁸²).



Figuur 10.4 Aanvoer (levend gewicht) Kottervisserij en Grote zeevisserij (Bron: Wageningen University, 2022⁸²).



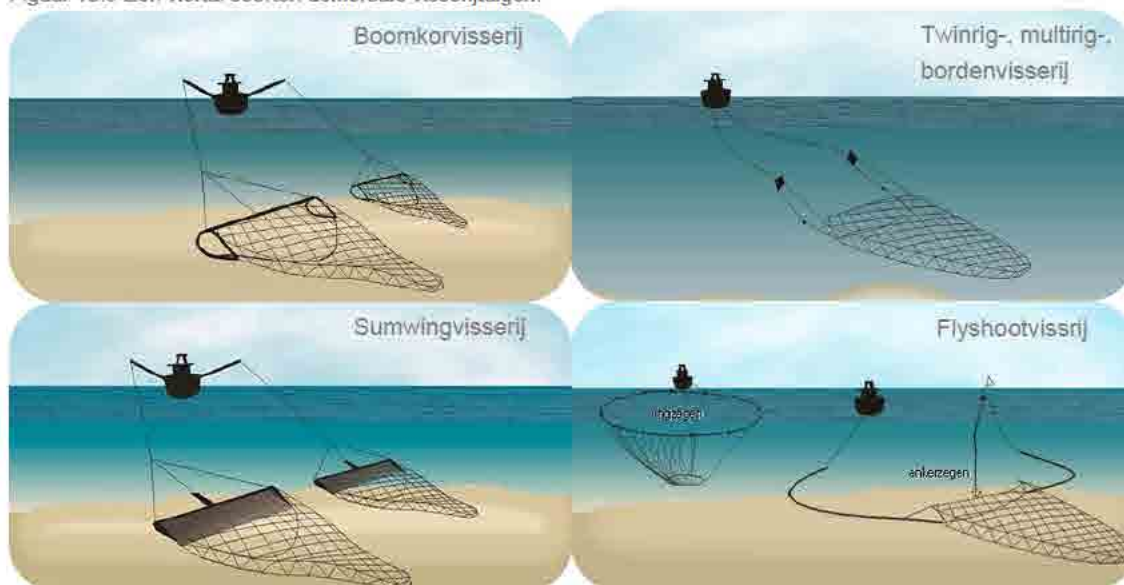
De aanwezigheid van voldoende vis in een bepaald gebied is niet vanzelfsprekend. Deze kan sterk variëren tussen verschillende vissoorten en schommelen als gevolg van seizoenmigratie. Het is daardoor lastig om eenduidig gebieden aan te wijzen die meer of minder waardevol zijn voor de Nederlandse visserijsector. Dit is met name zo voor pelagische visserij, die door een gebiedsafsluiting als het ware minder zoekruimte overhoudt waarbinnen naar grote scholen vis gezocht kan worden. De demersale visserij is daarentegen relatief meer afhankelijk van visbestekken (visgronden). Dit zijn voor vissers bekende gebieden waar doelsoorten vaker, of in grotere aantallen, aanwezig zijn en daarom intensiever bevestigd worden.

Nederlandse demersale visserij

De Nederlandse demersale visserij was in de periode van 2010 tot en met 2020, met een aanvoer van 801 mil. kg, goed voor zo'n 20% van de totale visaanvoer.

Een ruimtelijke analyse van demersale visserijtypen⁸⁴ laat zien dat deze vissers specifieke visbestekken opzoeken en relatief intensief bevissen. Binnen deze visbestekken liggen leefgebieden die binnen de Noordzee relatief zeldzame bentische⁸⁵ habitats vormen en daardoor aantrekkelijk zijn voor demersale vissoorten. Het onderzoek geeft voor het eerst inzicht in de ecologische karakteristieken van verschillende zeelandschappen die doelgericht bevestigd worden in de Noordzee door de demersale visserijsector. De resultaten benadrukken dat de demersale visserijactiviteiten niet gelijkmatig over de Noordzee verdeeld zijn, maar zich concentreren rondom specifieke zeelandschappen. Er blijkt sprake van visserij-hotspots op locaties die vaak gekenmerkt worden door een unieke combinatie van omgevingskenmerken. Deze locaties bieden unieke leefgebieden voor het onderwaterleven. Ze trekken daarmee een rijke vispopulatie aan, wat de ecologische waarde van deze gebieden bovengemiddeld hoog maakt. Een deel van deze 'hotspots' ligt binnen Natura 2000-gebieden.

Figuur 10.5 Een viertal soorten demersale visserijtuigen.



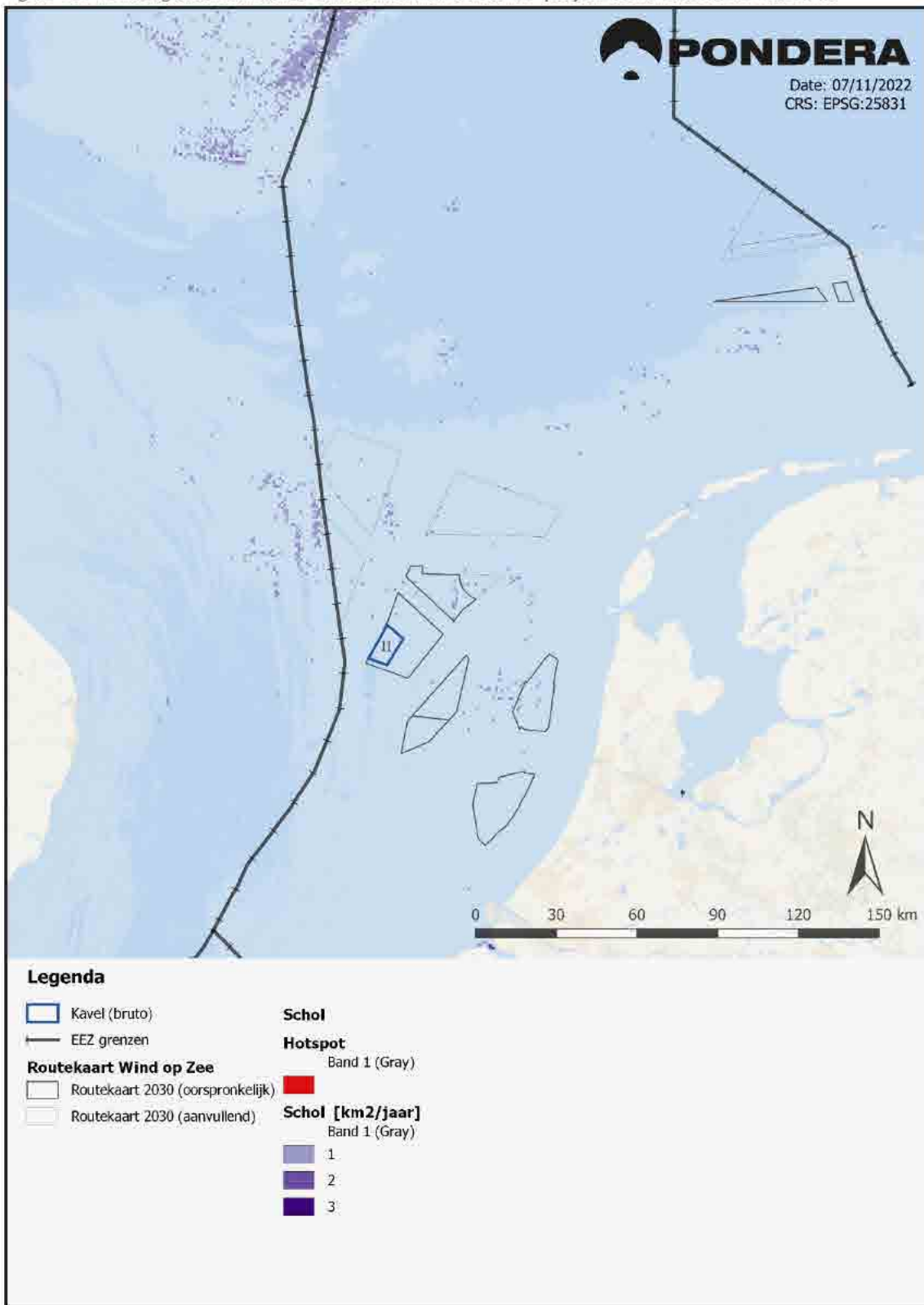
⁸⁴ Van der Reijden, K.J., Hintzen, N.T., Govers, L.L., Rijnsdorp, A.D., Olf, H. (2018) North Sea demersal fisheries prefer specific benthic habitats. PLoS ONE 13(12): e0208338. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208338>. <https://www.wur.nl/nl/nieuws/Noordzeevissers-tonen-voorkeur-voor-zeldzame-habitats.htm>

⁸⁵ Van 'benthos': een verzamelnaam voor alle organismen die op of rondom de bodem van wateren leven.

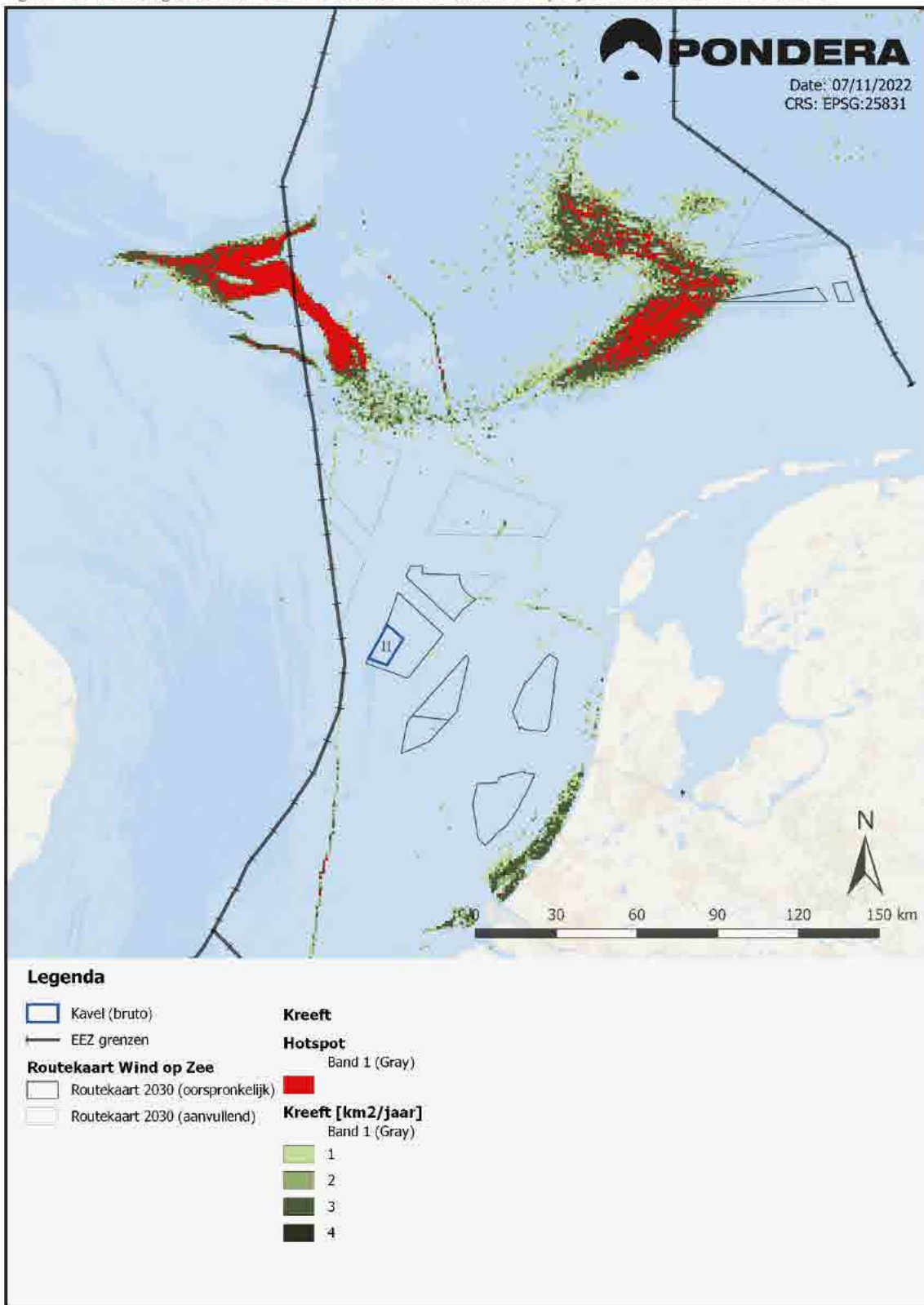
Met behulp van satelliet-positiegegevens van Nederlandse demersale vissersschepen is gekeken naar de verdeling van demersale visintensiteit over de Noordzee. Figuur 10.6, Figuur 10.7, Figuur 10.8 en Figuur 10.9 laten het gemiddeld aantal beviste km² zeeoppervlak per jaar zien tussen 2008 en 2015 voor de soorten schol, kreeft en tong en voor overige demersale visactiviteiten. De analyse laat duidelijke hotspots zien: plekken die elk jaar intensief bevestigd worden. Een deel van deze hotspots ligt in de Nederlandse EEZ, maar ze komen ook voor in de EEZ's van het Verenigd Koninkrijk, België, Duitsland en Denemarken.

De scholvisserij vist verspreid op zee en voornamelijk buiten het NCP, in het noordelijke deel van de Noordzee (Figuur 10.6). Er lijkt een voorkeur te zijn voor de toppen van zandgolven, die op de flanken van bijvoorbeeld de Doggersbank liggen. Noorse kreeften worden actief bevestigd in de modderigste gebieden van de Noordzee. Binnen het NCP, maar ver noordelijk van de kavel, ligt een gebied met een hoge kreeftvisactiviteit en een groot aantal hotspots (Figuur 10.7). Kreeftvisserij vindt verder voornamelijk plaats in de noordelijke (diepere) delen van de Noordzee, maar in mindere mate ook langs de Nederlandse kust. Tongvissers zijn actief in de gehele zuidelijke Noordzee en op een groot deel van het NCP, vooral in de diepere troggen tussen de grote zandbanken (Figuur 10.8). De meeste tongvisactiviteit en een groot aantal hotspots zijn verspreid over het zuidwesten van het NCP, tussen de Nederlandse en Engelse kust, en de hele zuidelijke Noordzee. Binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver liggen gebieden met hotspots die intensief bevestigd worden door tongvissers. De overige demersale visactiviteiten (bijvoorbeeld op garnalen) concentreert zich vooral in gebieden langs de Nederlandse kust en in enkele gebieden verder op zee (Figuur 10.9). Binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt een gebied dat intensief bevestigd wordt door deze vissers. Deze specifieke voorkeuren zijn gekoppeld aan het voorkomen van de doelsoorten op deze locaties.

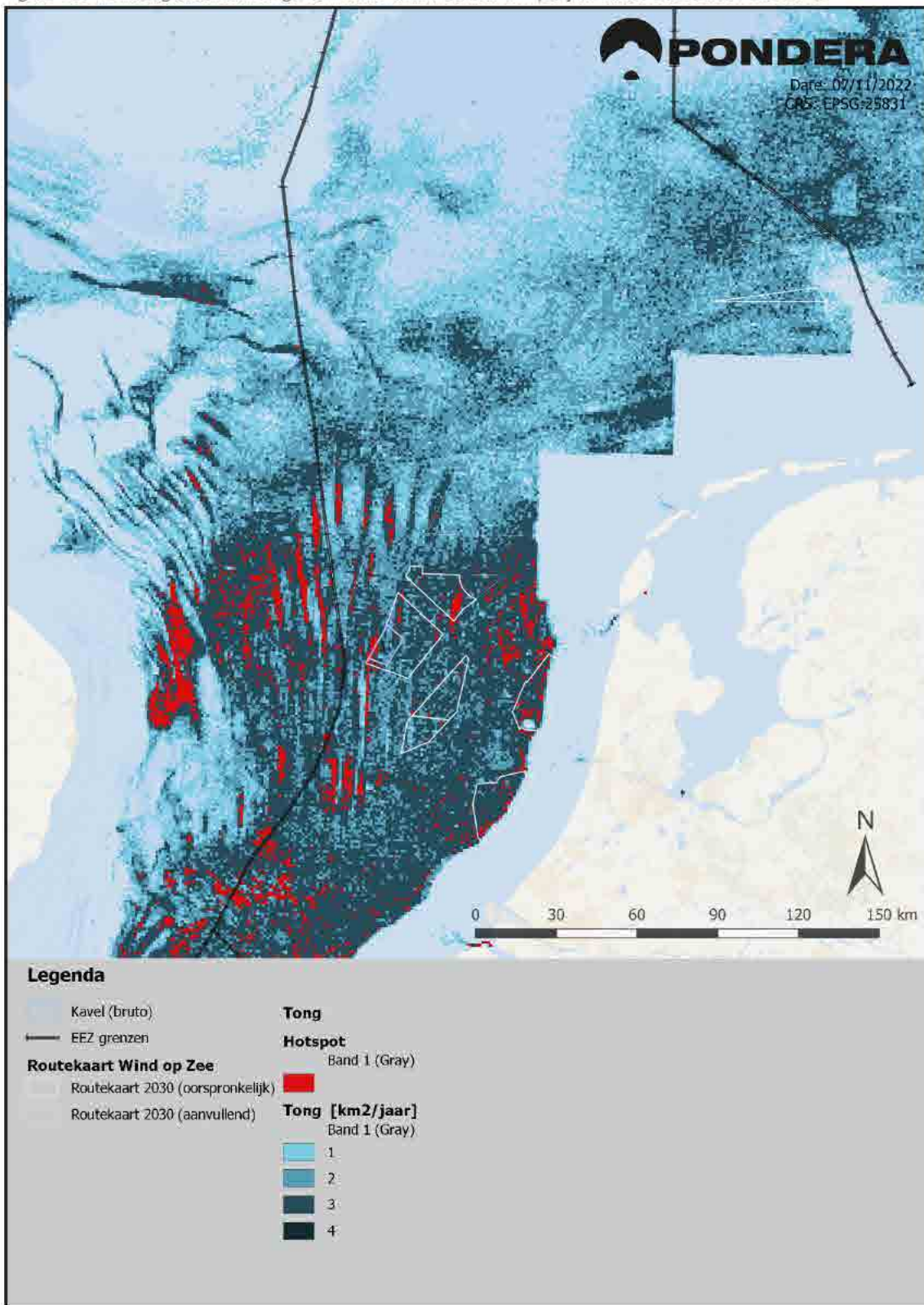
Figuur 10.6 Bevissingsintensiteit schol. Gemiddeld aantal beviste km² per jaar tussen 2008 tot en met 2015 ⁸⁴



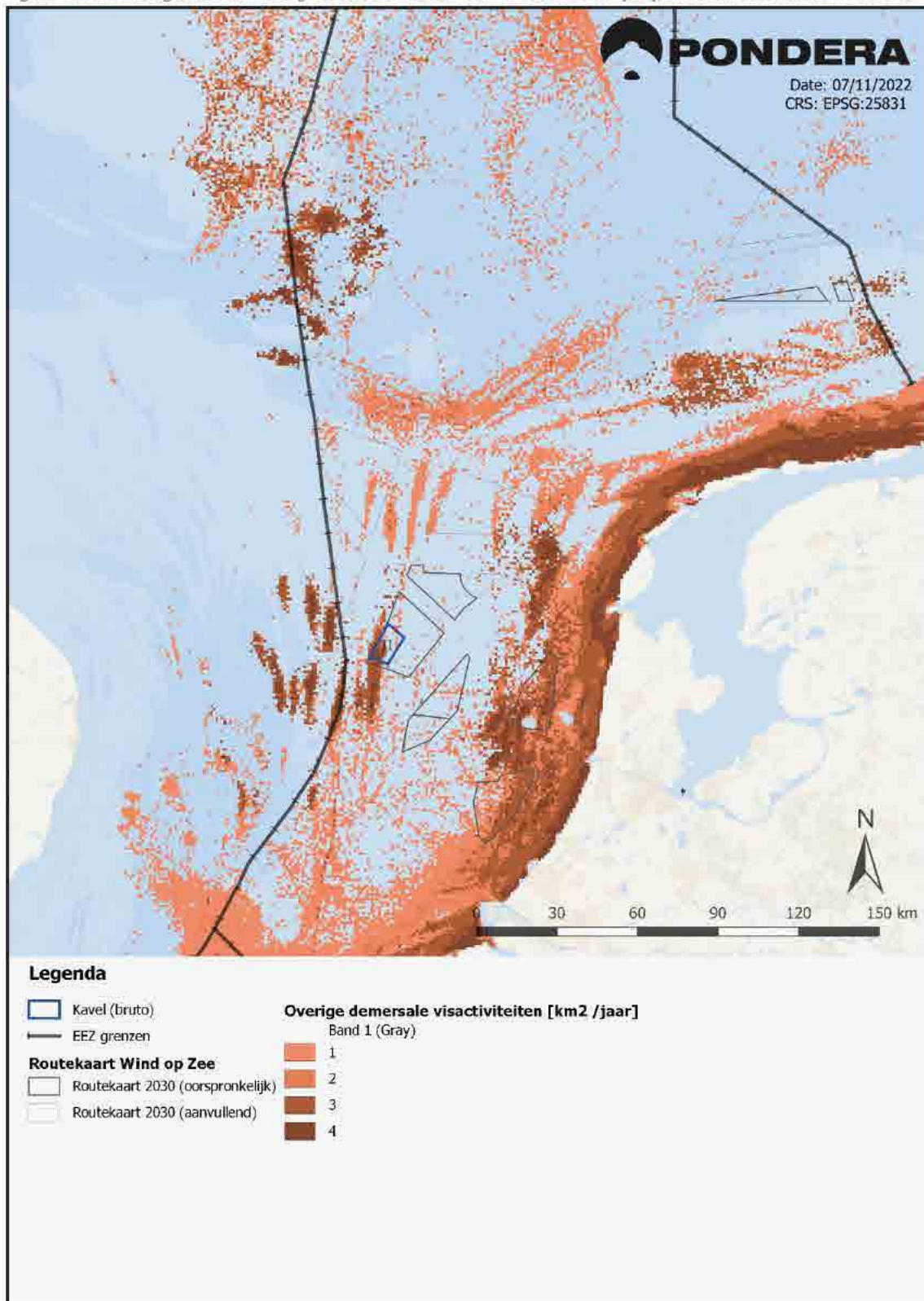
Figuur 10.7 Bevissingsintensiteit kreeft. Gemiddeld aantal beviste km² per jaar tussen 2008 tot en met 2015.⁸⁴



Figuur 10.8 Bevissingsintensiteit tong. Gemiddeld aantal beviste km² per jaar tussen 2008 tot en met 2015.⁹⁴



Figuur 10.9 Bevissingsintensiteit overig demersale vis. Gem. aantal beviste km² per jaar tussen 2008 tot en met 2015⁸⁴



Autonome ontwikkeling

Voor de Nederlandse visserij zijn autonome ontwikkelingen relevant. Het kan daarbij gaan om verdere gebiedssluitingen, of ontwikkelingen die op een andere manier beperkingen vormen. Verdere gebiedssluitingen zijn voorzien met de komst van toekomstige windparken op de Noordzee, waarvoor binnen het NCP momenteel meerdere gebieden zijn aangewezen. Daarnaast is er mogelijk sprake van extra gebiedssluitingen voor bodemberoerende visserij op basis van Natura 2000 en de Kaderrichtlijn Mariene strategie en een mogelijke sluiting van de Britse EEZ in 2025 als gevolg van de Brexit-deal. Een andere beperking die voortkomt uit de Brexit-deal, is de voorwaarde dat Europese vissers een deel van de vangst uit de Britse EEZ af moeten staan.

Omdat de negatieve gevolgen van de Brexit voor de visserijsector groot kunnen zijn, wordt er gewerkt aan drie subsidieregelingen die vanuit de Europese Unie met het Brexit Adjustment Reserve (BAR) gefinancierd worden^{86,87}. Vanuit de BAR wordt een bedrag van €200 mln. beschikbaar gesteld voor de visserijsector. Circa driekwart hiervan wordt besteed aan het saneren van vissersvaartuigen voor vissers die stoppen (SVV). Het overige deel is beschikbaar als steun voor inkomensverlies dat geleden is in het eerste kwartaal van 2021 (SIV) en voor het mogelijk gedwongen stilliggen als gevolg van de Brexit in de jaren 2021, 2022, en 2023 (VSB).

Momenteel ondervindt de visserijsector ook gevolgen van de in 2022 sterk gestegen brandstofprijzen. Brandstof is voor een kottervisser de grootste kostenpost en een stijging heeft direct effect op de winsten. Sommige kottervissers zijn hierdoor gedwongen periodes aan wal te blijven⁸⁸. De sector kwam zelf met een tijdelijke tegemoetkoming⁸⁹. Tussen 17 maart en 2 mei 2022 kregen kottervissers een brandstoftoeslag. Deze bedroeg 75 cent per kilo tong, tarbot en griet, en 20 cent per kilo voor de overige, goedkopere vissoorten.

Deze ontwikkelingen vinden plaats binnen een transitie naar een duurzame energie- en voedselvoorziening en het verder versterken van mariene ecosystemen. Deze ontwikkelingen, maar ook de aanlandplicht die sinds enkele jaren van kracht is, oefenen druk uit op de visserijsector. Die zet op zijn beurt aan tot een transitie naar een toekomstbestendige, duurzame visserijsector. Deze transitie is belangrijk voor het voortbestaan van de sector. In de Nationale Omgevingsvisie 2020⁹⁰ en het Programma Noordzee wordt visserij gezien als een activiteit van nationaal belang.

Er is ruimte voor innovatie in vangsttechnieken die de bodem minder beroeren en onbedoelde bijvangst verminderen. Lichtere vistuigen leiden tot forse besparingen op het brandstofverbruik. Ook met de trawlvisserij (twinrig, quadrig en outrig) en de ankerzegenvisserij zijn voordelen te behalen ten opzichte van de reguliere kottervisserij. Die maakt vooral gebruik van de traditionele boomkor met wekkerkettingen.

⁸⁶ Adriaansens, M. 11 februari 2022, Kamerbrief: Publicatie verordening Brexit Adjustment Reserve en nationale Invulling, Minister van Economische Zaken en Klimaat, <https://www.rjksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2022/02/11/kamerbrief-over-publicatie-verordening-brex-it-adjustment-reserve-en-nationale-invulling>, geraadpleegd in juni 2022

⁸⁷ Vissersbond, Ontwikkelingen sanering vanuit BAR, <https://www.vissersbond.nl/ontwikkelingen-sanering-vanuit-bar/>, geraadpleegd in juni 2022

⁸⁸ Vissersbond, Brandstofprijscrisis kottervisserij, <https://www.vissersbond.nl/brandstofprijscrisis-kottervisserij/>, bron geraadpleegd in juni 2022

⁸⁹ Omroep Flevoland, Brandstoftoeslag moet kottervissers weer laten uitvaren. <https://www.omroepflevoland.nl/nieuws/277623/brandstoftoeslag-moet-kottervissers-weer-laten-uitvaren>, bron geraadpleegd in juni 2022

⁹⁰ Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, Nationale Omgevingsvisie, 2020.

Binnen toekomstige windparken wordt voortaan ook de mogelijkheid tot passieve visserij en maricultuur onderzocht.

10.4.2 Effectbeschrijving

Kader 10.1 Invloed huidige economische ontwikkelingen op effecten⁹¹

Invloed huidige economische ontwikkelingen op effecten

Op het moment van schrijven heeft de (koster)visserij te maken met een grote toename van de brandstofprijzen. De financiële bevindingen in de hieronder beschreven resultaten zijn daarom niet geheel representatief voor de huidige, uitzonderlijke situatie.

Waarde van windenergiegebieden voor de Nederlandse demersale visserij

In 2019 is de economische waarde van de windenergiegebieden onderzocht die zijn opgenomen in de oorspronkelijke routekaart 2030, voor de Nederlandse demersale visserijsector in de periode van 2010 tot 2017⁹². De gebieden dragen gemiddeld € 1,52 mln. per jaar bij aan de bruto toegevoegde waarde (nettoresultaat plus afschrijvingen, rente, lonen en sociale lasten) van de Nederlandse kottervisserij. Dat is 1,36% aan de Nederlandse kostersector in zijn geheel en 2,65% aan de Nederlandse kostersector op het NCP. Deze bijdrage varieerde sterk in de onderzochte periode; van € 1,0 tot € 2,5 mln. per jaar. Dit geeft een indicatie van de onzekerheid van de waarde van deze gebieden voor de demersale visserij. De toegevoegde waarde van het in 2018 oorspronkelijk aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver bedroeg gemiddeld € 0,35 mln.

Tabel 10.4 geeft de in het onderzoek verkregen karakteristieken voor verschillende windenergiegebieden weer. De aanduiding kW-dag is een indicatie voor de intensiteit van de visactiviteiten op basis van de hoeveelheid motorvermogen (in kW) aanwezig per locatie per dag.

Tabel 10.4 Karakteristieken van de visserijactiviteiten over de periode 2010 – 2017 binnen de windenergiegebieden van de routekaart 2030 uit 2018.

Kenmerk	Borssele	HKN	HKZ	IJV	HKW	TNW
Aanlanding in kg. per kW-dag	1,67	1,87	1,88	1,99	1,64	1,69
Opbrengst in € per kW-dag	7,86	7,47	7,59	6,89	6,02	6,57
Opbrengst in € per kg	4,72	4	4,03	3,46	3,67	3,9
Bruto toegevoegde waarde in mln. euro	0,41	0,3	0,22	0,35	0,22	0,03
Bruto toegevoegde waarde per kW-dag	3,19	3,11	3,18	2,71	2,31	2,51
Bruto toegevoegde waarde per kg.	1,91	1,67	1,69	1,36	1,41	1,49
Gemiddelde inspanning in kW-dagen per km ²	954	351	442	315	267	88
Gemiddelde aangelande kg.'s per km ² (vangst)	1.590	656	831	628	438	149

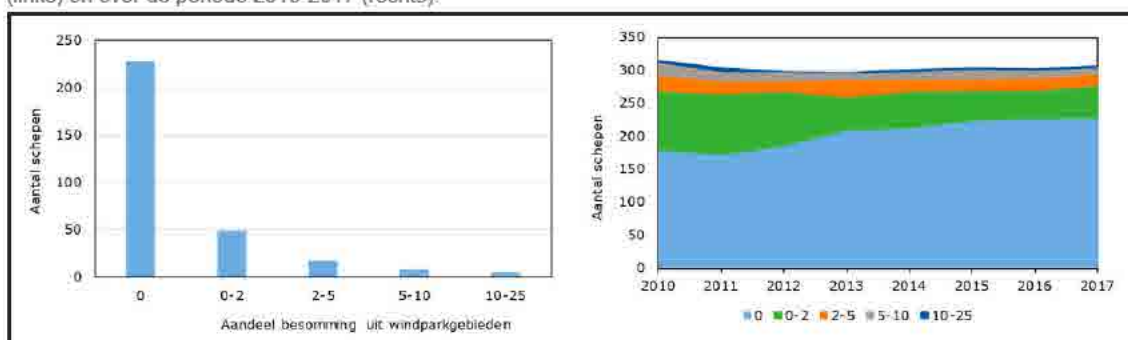
⁹¹ Bron: <https://www.wur.nl/nl/nieuws-wur/Show/Oorlog-in-Oekraïne-Vooral-visserij-op-grote-boomkor-en-twinningsschepen-leiden-verlies-door-hoge-brandstofprijzen.htm>. Geraadpleegd september 2022.

⁹² Wageningen Economic Research, 2019 Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. Mol, Arie; Oostenbrugge, Hans van; Röckmann, Christine; Hintzen, Niels

Kenmerk	Borssele	HKN	HKZ	IJV	HKW	TNW
Gemiddelde opbrengst in € per km ²	7.506	2.626	3.351	2.172	1.609	581
Gemiddelde bruto toegevoegde waarde per km ²	3.042	1.094	1.406	853	617	222

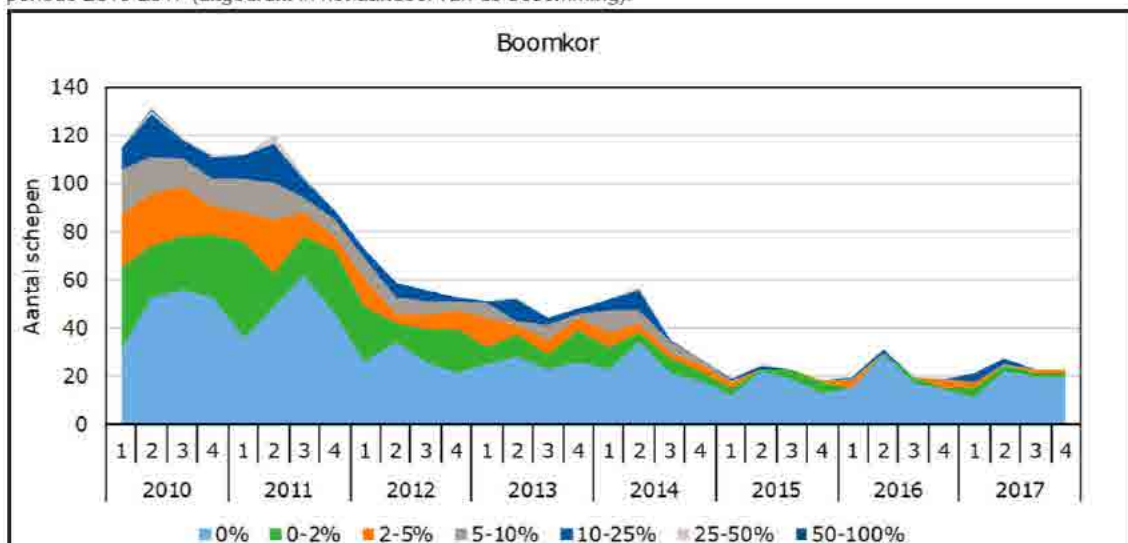
De algemene afhankelijkheid van de aangewezen windenergiegebieden voor de opbrengst (besomming⁹³) van individuele schepen is laag (Figuur 10.10). Van de schepen is 95% voor hooguit 5% van zijn opbrengst afhankelijk van deze windenergiegebieden. Voor 3% van de schepen is dat tussen de 5 - 10%, en voor 2% van de schepen is dat tussen de 10 - 25%.

Figuur 10.10 Aantal schepen naar afhankelijkheid voor de visserij in de onderzochte windenergiegebieden in 2017 (links) en over de periode 2010-2017 (rechts).



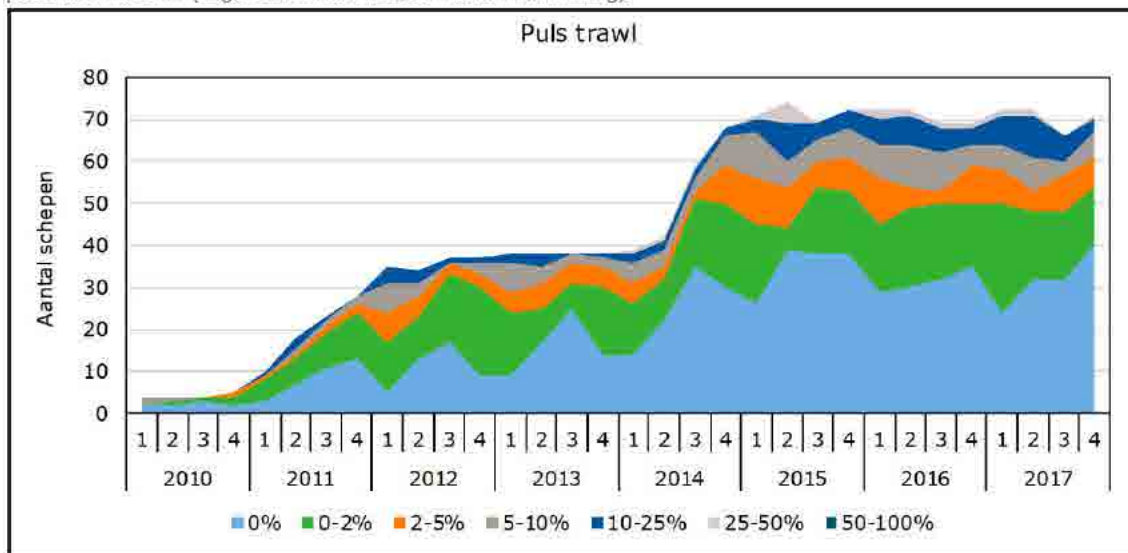
Deze afhankelijkheid verschilt per type visserij. Vooral binnen de boomkorvisserij en puls trawl zijn individuele schepen voor hun opbrengst afhankelijk van de windenergiegebieden (Figuur 10.11, Figuur 10.12 en Figuur 10.13). Voor de flyshoottuigen (schotse zegen of snurrevaadvisserij) is dat alleen in de zomermaanden het geval.

Figuur 10.11 Afhankelijkheid van de onderzochte windenergiegebieden van schepen die vissen met de boomkor in de periode 2010-2017 (uitgedrukt in het aandeel van de besomming).

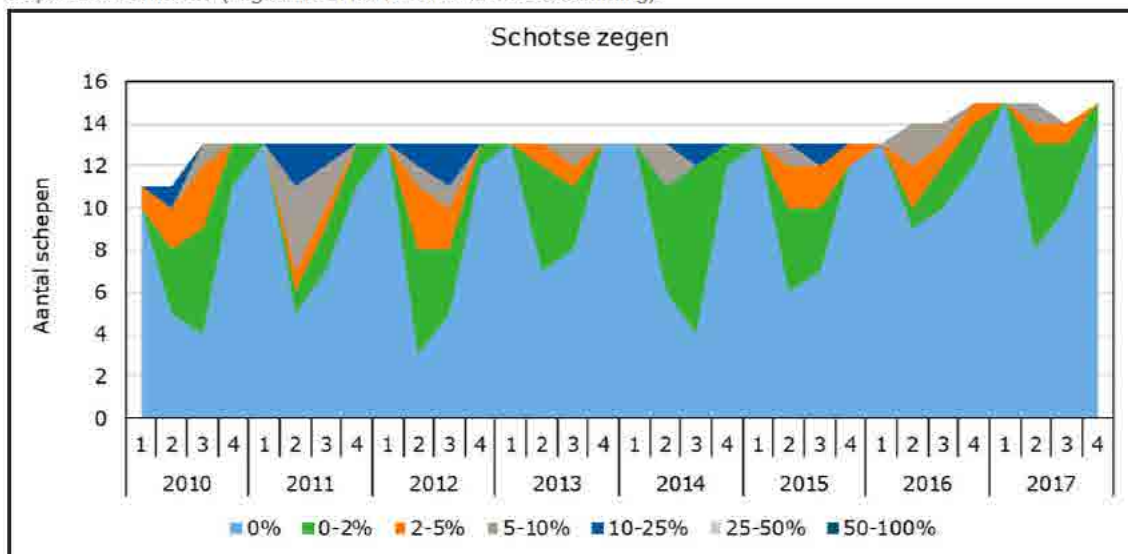


⁹³ Onder besomming wordt van oudsher verstaan de opbrengst van een visreis of die van het totaal der opbrengsten van een visseizoen of teelt.

Figuur 10.12 Afhankelijkheid van de onderzochte windenergiegebieden van schepen die vissen met de pulskor in de periode 2010-2017 (uitgedrukt in het aandeel van de besomming).

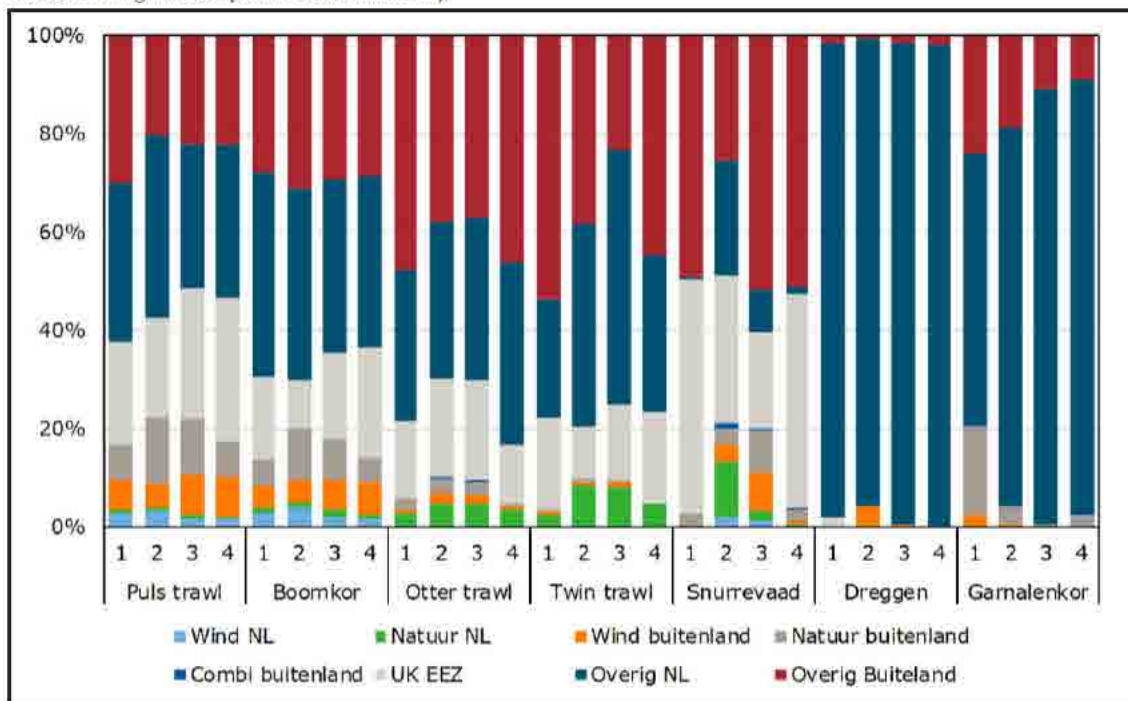


Figuur 10.13 Afhankelijkheid van de onderzochte windenergiegebieden van schepen die vissen met de flyshoottuig in de periode 2010-2017 (uitgedrukt in het aandeel van de besomming).



In het overzicht in Figuur 10.14 is de afhankelijkheid als percentage van de opbrengst van de Nederlandse demersale visserij per kwartaal voor verschillende type gebieden in het Nederlandse en buitenlandse deel van de Noordzee weergegeven. Het aandeel van de Nederlandse windenergiegebieden (in de tabel aangeduid als 'Wind NL') vormt slechts een klein aandeel in de afhankelijkheid van de demersale visserij.

Figuur 10.14 Afhankelijkheid van de opbrengst van de Nederlandse demersale visserij in de 4 kwartalen van verschillende typen gebieden in het Nederlandse en buitenlandse deel van de Noordzee (op basis van het aandeel in de besomming over de periode 2010 tot 2017).



Gezien de beperkte omvang van het areaal aan windparken op het NCP kan er verwacht worden dat er voor de meeste vissers voldoende alternatieven zijn om eenzelfde hoeveelheid vis buiten de windenergiegebieden te kunnen vangen.

De waarde van kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver voor de Nederlandse demersale visserij is ingeschat en weergegeven in Tabel 10.5. Deze is verkregen door de data in Tabel 10.4 te vermenigvuldigen met de kaveloppervlakte.

Tabel 10.5 Schatting van de waarde van Kavel II voor de Nederlandse demersale visserij in de periode 2010 – 2017.

Kavel	II (bruto ruimte)
Oppervlakte	96,00 km ²
Gemiddelde inspanning per jaar	30.240 kW-dagen
Gemiddelde aangelande kg.'s per jaar (vangst)	60.288 kg
Gemiddelde opbrengst per jaar	€ 208.512
Gemiddelde bruto toegevoegde waarde per jaar	€ 81.888

Zowel pelagische als demersale visserij is niet toegestaan binnen windenergiegebieden. De effecten op de demersale visserij zijn op een hoger detailniveau beschreven dan die op de pelagische visserij, omdat demersale visserij naar verwachting meer effecten ondervindt. Demersale vissersschepen kunnen minder ver en lang uitvaren op zee en hebben daardoor een kleiner areaal aan beschikbare visgronden dan pelagische vissersschepen.

Effecten van omvaren

In mei 2019 zijn de kansen, risico's en kosten voor de demersale visserij onderzocht, wanneer die niet is toegestaan binnen windenergiegebieden van de oorspronkelijke routekaart 2030⁹⁴. Door deze gebiedssluitingen moeten vissers verder (om)varen om hun vangsten gelijk te houden. De kosten hiervan worden geschat op € 0,4 mln. tot € 1,7 mln., waarbij 160 van de 289 schepen zullen moeten omvaren. Dit komt neer op 1,4 – 5,8% van de nettowinst van de 160 omvarende schepen. De kosten van omvaren zijn hierbij gebaseerd op de situatie, waarin de nettowinst van € 54 mln. voor de hele sector evenredig is verdeeld over alle schepen.

Hierbij is het uitgangspunt gehanteerd dat visserijactiviteiten door visquota beperkt zijn en vissers zullen omvaren om hun visquota volledig te behalen. Ze zullen daardoor meer tijd en kosten maken voor het behalen van dezelfde omzet. Visquota worden de laatste jaren niet altijd gehaald en in de Brexit-deal is afgesproken dat Europese landen een deel van hun quota aan Engeland moeten afstaan. Ook is er aangenomen dat er geen doorvaartpassages worden aangebracht binnen windparken.

Effectbeoordeling

Effecten tijdens de exploitatie

De totale oppervlakte van kavel II bedraagt 96,00 km². Dit betekent dat, gelet op het huidige beleid en gezien de grootte van het NCP (57.000 km²), circa 0,17% van het NCP (aanvullend) onbereikbaar wordt voor de visserij. Het totale bevisbare oppervlak op het NCP is echter wel kleiner dan 57.000 km², aangezien niet alle ruimte beschikbaar is door andere gebiedssluitingen. Zie ook paragraaf 10.17 over de cumulatieve effecten.

Recente vangstgegevens laten een beperkte omvang aan demersale visvangst zien. Daarbij is gebleken dat demersale visserij, in tegenstelling tot de pelagische visserij, vist in gebiedsafhankelijke visbestekken. Het is daarom aannemelijk dat niet elk type visserij dezelfde effecten zal ondervinden als gevolg van deze gebiedssluiting. Binnen kavel II liggen voor de demersale visserij hotspots voor tongvissers, echter komen deze buiten de kavel veelvuldig in een groot deel van de zuidelijke Noordzee voor.

Kijkend naar de locatieafhankelijkheid van individuele schepen die momenteel vissen binnen windenergiegebied IJmuiden Ver, kan het windpark in individuele gevallen een grotere beperking veroorzaken voor bepaalde type visserijschepen. Dit is te verwachten voor boomkorschepen en in mindere mate voor schepen uitgerust met flyshootuigen

Het verlies aan visgronden zal een geringe toename van de visserijdruk op de resterende visgronden veroorzaken. Hierdoor zal de vangstefficiëntie van een schip mogelijk kleiner worden. Hoewel het effect lastig te kwantificeren is, zal het naar verwachting gering zijn. Het windpark zal er ook toe leiden dat vissersschepen meer moeten (om)varen. De toename van de vaartijd van vissersschepen is moeilijk in te schatten, omdat de visserijsector niet altijd van vaste vaarroutes gebruik maakt.

De effecten van het windpark op de visserij worden voor kavel II licht negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar, bij ongewijzigd beleid, geen invloed op. Daarbij moet opgemerkt worden dat de effecten op de demersale visserij een grotere onzekerheid kennen door een hogere gebiedsafhankelijkheid in vergelijking met de pelagische visserij.

⁹⁴ Ecorys, Kansen, risico's en kosten voor de visserij bij toestaan sleepnetvisserij in windenergiegebieden Eindrapportage, Rotterdam, 30 juli 2019.

Effecten tijdens de aanleg, verwijdering en onderhoud

De aanleg, het onderhoud en de verwijdering van het windpark hebben bij ongewijzigd beleid geen andere gevolgen voor de visserij dan tijdens de exploitatie, omdat deze activiteiten zich binnen hetzelfde gebied afspelen. De tijdelijke toename van scheepvaartbewegingen tijdens aanleg, onderhoud en verwijdering zijn ten opzichte van de normale scheepvaart zeer klein; de visserij wordt hierdoor niet extra belemmerd. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

10.5 Mijnbouw

Mijnbouw vindt verspreid over het NCP plaats, op locaties waar olie- en gas in de zeebodem worden opgespoord of gewonnen. Bij het opsporen van olie en gas worden seismische onderzoeken uitgevoerd om de kansrijke locaties te bepalen waar boorputten geslagen kunnen worden. Van daaruit wordt er met gestuurde boringen gezocht naar olie- of gasvelden. Om deze vervolgens te winnen, wordt er vanaf de boorput een pijpleiding aangelegd naar een mijnbouwplatform met daarop de juiste faciliteiten. Opsporings- en winningsvergunningen bepalen door wie deze activiteiten uitgevoerd mogen worden en binnen welke gebieden op het NCP dat mag.

Een windpark vormt een fysiek obstakel en beperkt de ruimte die voor deze mijnbouwactiviteiten nodig is. Er gelden rondom verschillende mijnbouwfaciliteiten zones waarbinnen geen windturbines geplaatst mogen worden. Bij de (netto)verkaveling is hier reeds rekening mee gehouden, waardoor de effecten in beginsel al beperkt worden. De effecten op pijpleidingen worden in paragraaf 10.10 onderzocht.

10.5.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Figuur 10.15 laat de ligging van de kavel ten opzichte van deze mijnbouwactiviteiten zien. Binnen het hele windenergiegebied IJmuiden Ver, en daarmee ook kavel II, liggen geen opsporings- of winningsvergunningen. Circa 2 kilometer te westen van kavel II ligt een gebied (P01) waarvoor een opsporingsvergunning is aangevraagd. Binnen de kavel liggen wel verschillende verlaten boorputten als gevolg van boringen in het verleden. In de jaren tachtig zijn er twee gasvelden gevonden, waarvan er één nooit ontwikkeld is (P02-E) en één inmiddels uitgeproduceerd is (P02-SE). Binnen kavel II ligt een verlaten productieplatform (P02-SE) dat voor deze exploitatie is gebruikt. Er ligt ook een verlaten Sidetap P2-SE in eigendom van Wintershall. Dit is een (af)tappunt (T-stuk) van de verlaten Wintershall leiding. Deze Wintershall leiding loopt vanaf het platform P06-A door windenergiegebied IJV, langs P02-SE richting P02-NE, en doorkruist Kavel II.

10.5.2 Effectbeschrijving

De kavel vormt geen beperking voor houders van opsporings- of winningsvergunningen of exploitatie van olie- of gasvelden, omdat deze op voldoende afstand buiten de kavel liggen. Ook de exploitatie van het onontwikkelde gasveld dat deels binnen de kavel ligt hoeft geen belemmering te ondervinden, omdat er eventueel met gestuurde boringen schuin vanuit een andere locatie naar het veld toe geboord kan worden.

Wel liggen er op twee locaties verlaten boorputten waar rekening mee gehouden dient te worden. In het noorden van de kavel liggen een verwijderd platform (P02-SE), een boorput en een verlaten (af)tappunt (Sidetap P2-SE), dat deel uitmaakt van de verlaten Wintershall leiding. Deze valt binnen de 300 meter

brede onderhoudszone rondom de verlaten leiding van Wintershall. Een additionele onderhoudszone is niet nodig.

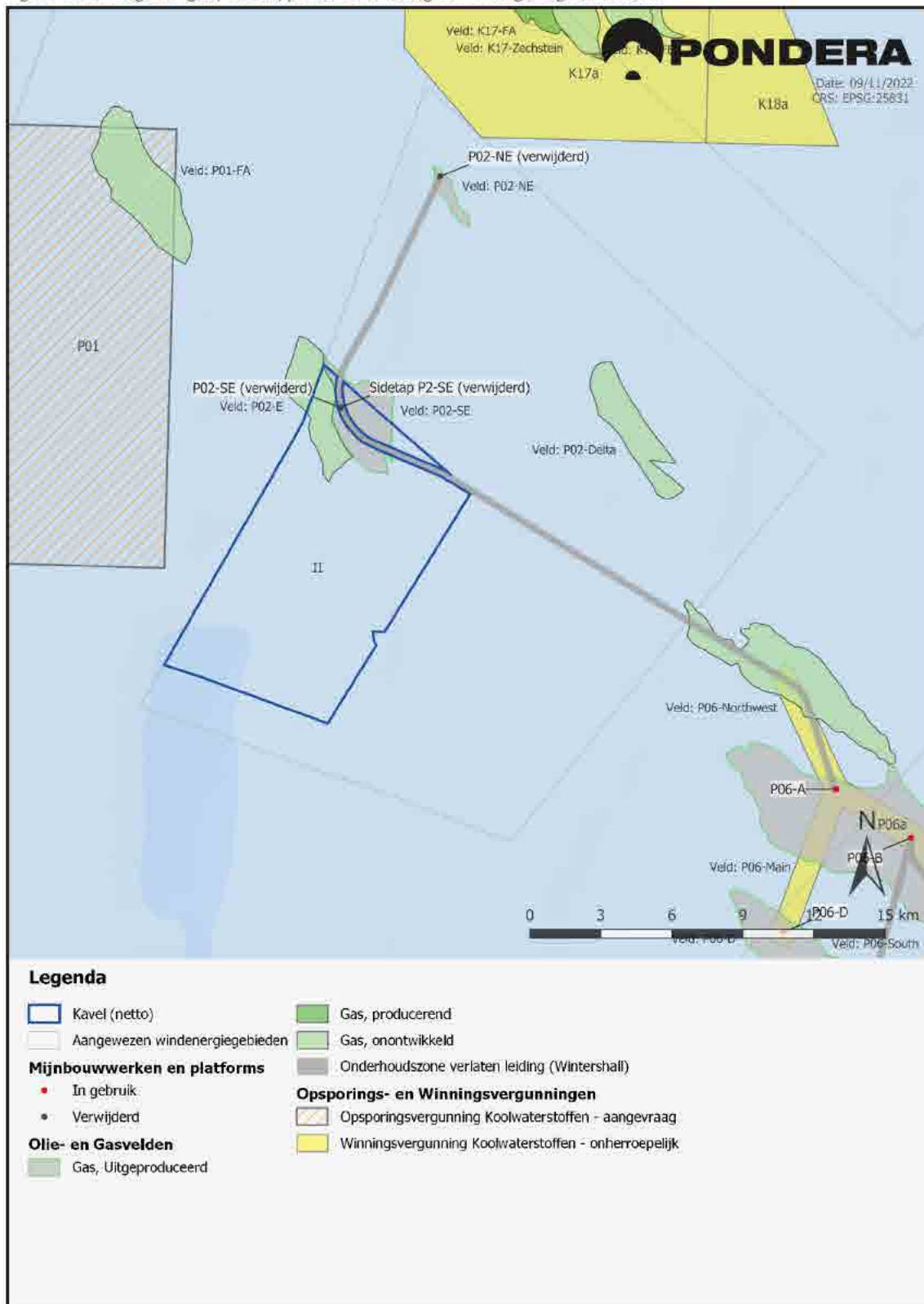
Ondanks de hierboven beschreven aanwezigheid van boorputten, een verwijderd platform en een (af)tappunt worden de effecten als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De reden hiervoor is dat er in de netto verkaveling reeds rekening gehouden is met de onderhoudszone van de verlaten Wintershall leiding, waar de onderhoudszone van Sidetap P2-SE binnen valt. De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

In de toekomst is mogelijk ook sprake van CO₂-opslag in gasvelden binnen windenergiegebied IJmuiden Ver of in de omgeving daarvan. Op dit moment zijn deze ontwikkelingen niet concreet genoeg om deze in de effectbeoordeling mee te nemen. Als er specifieke ontwikkelingen komen zullen die in een eigen m.e.r. procedure moeten onderzoeken of CCS veilig is te combineren met de bouw van windparken op zee.

Effecten tijdens de aanleg, verwijdering en onderhoud

De aanleg, het onderhoud en de verwijdering van het windpark hebben bij ongewijzigd beleid geen andere gevolgen dan tijdens de exploitatie, omdat deze activiteiten zich binnen hetzelfde gebied afspelen. De tijdelijke toename van scheepvaartbewegingen die hierbij plaatsvindt is ten opzichte van de normale scheepvaart zeer klein en vormt geen extra belemmering. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Figuur 10.15 Vergunningen, velden, platforms en boorgaten in omgeving van kavel II.



Brondata: NLOG, update juni 2022 en navraag bij Wintershall t.a.v. Sidetap P2-SE

10.6 Luchtvaart

Het luchtruim boven het NCP wordt door de luchtvaart gebruikt voor vliegtuig- en helikoptervluchten. Het gaat dan vooral om burgerluchtvaart van en naar luchthavens, zoals Schiphol of Rotterdam Airport. Daarnaast is er, met name vanuit Den Helder, sprake van helikopterverkeer van en naar offshore platforms, of reddingsoperaties van de kustwacht. Ook zijn er speciale gebieden aangewezen waar oefeningen voor militaire luchtvaartactiviteiten mogen plaatsvinden. Voor al deze activiteiten vormt een windpark een potentieel fysiek obstakel dat de minimale vlieghoogte kan beperken. Omdat er slechts zeer beperkt recreatief luchtvaartverkeer boven het NCP plaatsvindt, worden de effecten van het windpark daarop niet onderzocht.

10.6.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Het luchtruim is verdeeld in verschillende soorten luchtruime, die ook wel airspace worden genoemd. Elke soort luchtruim heeft zijn eigen klasse, waarbij verschillende regels en beperkingen gelden die verkeersleiders en piloten moeten navolgen.

Binnen het hele Nederlandse luchtruim zorgen luchtverkeersleiders voor een vlotte, ordelijke en veilige luchtverkeersstroom. Ze gebruiken daarvoor Alerting services (ALRS) en Flight Information Services (FIS). Het luchtruim boven het Nederlands grondgebied en een groot deel van de Noordzee valt binnen de Amsterdam Flight Information Region (FIR). Hierin bestaan verschillende klassen luchtruim, genaamd A tot en met G. Binnen een luchtruim van klasse A gelden de strengste regels en binnen G de minst strenge.

Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt binnen het luchtruim Amsterdam CTA West van klasse A. Hierbinnen heeft de vlieghoogte van IFR-verkeer (Instrumentvliegvoorschriften) een onderlimiet van 1.675 meter (FL055, 5.500 voet) en een bovenlimiet van 5.950 meter (FL195, 19.500 voet)⁹⁵. Omdat het een klasse A luchtruim is, zorgt de betreffende verkeersleiding, het Amsterdam Area Control Center, ervoor dat het aan de volgende kenmerken voldoet:

- controlled: een verkeersleider is verantwoordelijk voor het verkeer in dit luchtruim;
- separatie: er wordt door de verkeersleiding separatie tussen alle vliegtuigen toegepast;
- radiocontact en ATC-clearance is verplicht (indien controller online is);
- Visual Flight Rules (VFR, vluchten op zicht) zijn in principe niet toegestaan binnen dit luchtruim.

VFR-verkeer mag, onder dit luchtruim, lager vliegen dan het IFR-verkeer, maar dient gebruik te maken van de beschikbare kruisniveaus in het betreffende luchtruim. Deze hebben elk een separatie-eis van 1.000 voet. Wanneer het laagste kruisniveau niet beschikbaar is, bijvoorbeeld door risicovolle weersomstandigheden (ijsvorming), of de aanwezigheid van obstakels binnen de separatiezone (windturbines), moet op het eerstvolgende kruisniveau gevlogen worden.

Burgerluchtvaart

Binnen de Amsterdam CTA mag burgerluchtvaart vliegen volgens de instrumentvliegvoorschriften. Volgens het Besluit Luchtverkeer 2014 en Verordening EU nr. 923/2012 geldt daarom dat er binnen een

⁹⁵ Binnen de luchtruimindeling en luchtlagen wordt onderscheid gemaakt in 'flight levels' (FL) of vliegniveaus. Het vliegniveau geeft de hoogte aan waarop een vliegtuig zich voortbeweegt, waar het naar toe klimt of daalt met referentie tot de standaarddruk van de Internationale Standaard Atmosfeer. Rekenend vanaf deze standaard met hoogte 0 worden de standaard vliegniveaus uitgedrukt per 100 voet. FL010 betekent 1000 voet boven de standaard, FL100 10.000 voet, FL195 19.500 voet en FL460 46.000 voet.

straal van 8 kilometer rondom een obstakel minimaal circa 305 meter (1.000 voet) tussen het luchtvaartuig en het hoogste punt van het obstakel moet zitten.

Helikopterverkeer

Zoals aangegeven in paragraaf 3.3.2 en 3.3.4 is op de platformen van net op zee IJmuiden Ver Alpha en Beta een helideck voorzien. In de definitieve (netto) kavelgrenzen van windenergiegebied IJMuiden Ver is hier rekening meegehouden. Dit is in overleg met TenneT gedaan om de helikopterbereikbaarheid van de platformen te waarborgen.

Door windenergiegebied IJmuiden Ver en de kavels I en II loopt de Helicopter Main Route (HMR) KY650. Binnen deze aanvliegroute vliegen helikopters relatief laag boven de zeespiegel met een vlieghoogte van circa 450 tot 900 meter (1.500 tot 3.000 voet). Ze kennen geen vastgelegde breedte, maar er wordt aangegeven dat niet meer dan 3,7 km (2 nautische mijl, NM) van een HMR afgeweken mag worden⁹⁶.

Naast HMR's zijn er voor de veiligheid van helikopteroperaties Helicopter Traffic Zones (HTZ) en Helicopter Protected Zones (HPZ) aangewezen als bijzondere luchtverkeersgebieden. HTZ's gelden tot op 9,2 km (5 NM) vanaf een enkel boor- of productieplatform met een helidek. Ze dienen ter verhoging van het veiligheidsbewustzijn onder piloten en daarmee ter bescherming van helikopters die manoeuvres uitvoeren bij de nadering of het vertrek. HPZ's hebben hetzelfde doel en gelden tot op 9,2 km (5 NM) vanaf twee of meer naastgelegen boor- of productieplatforms met helidek, zodat helikopters veilig tussen deze platforms kunnen manoeuvreren. Zowel een HTZ als een HPZ maakt vliegverkeer mogelijk met een vlieghoogte vanaf het gemiddelde zeeniveau (MSL) tot maximaal circa 600 meter (2.000 voet). Binnen de kavel of het windenergiegebied IJmuiden Ver vallen geen HTZ's of HPZ's. De enige HPZ in de directe omgeving ligt op korte afstand ten oosten van Kavel I, die via HMR KY650 aangevlogen wordt.

Vliegbewegingen van de kustwacht (SAR)

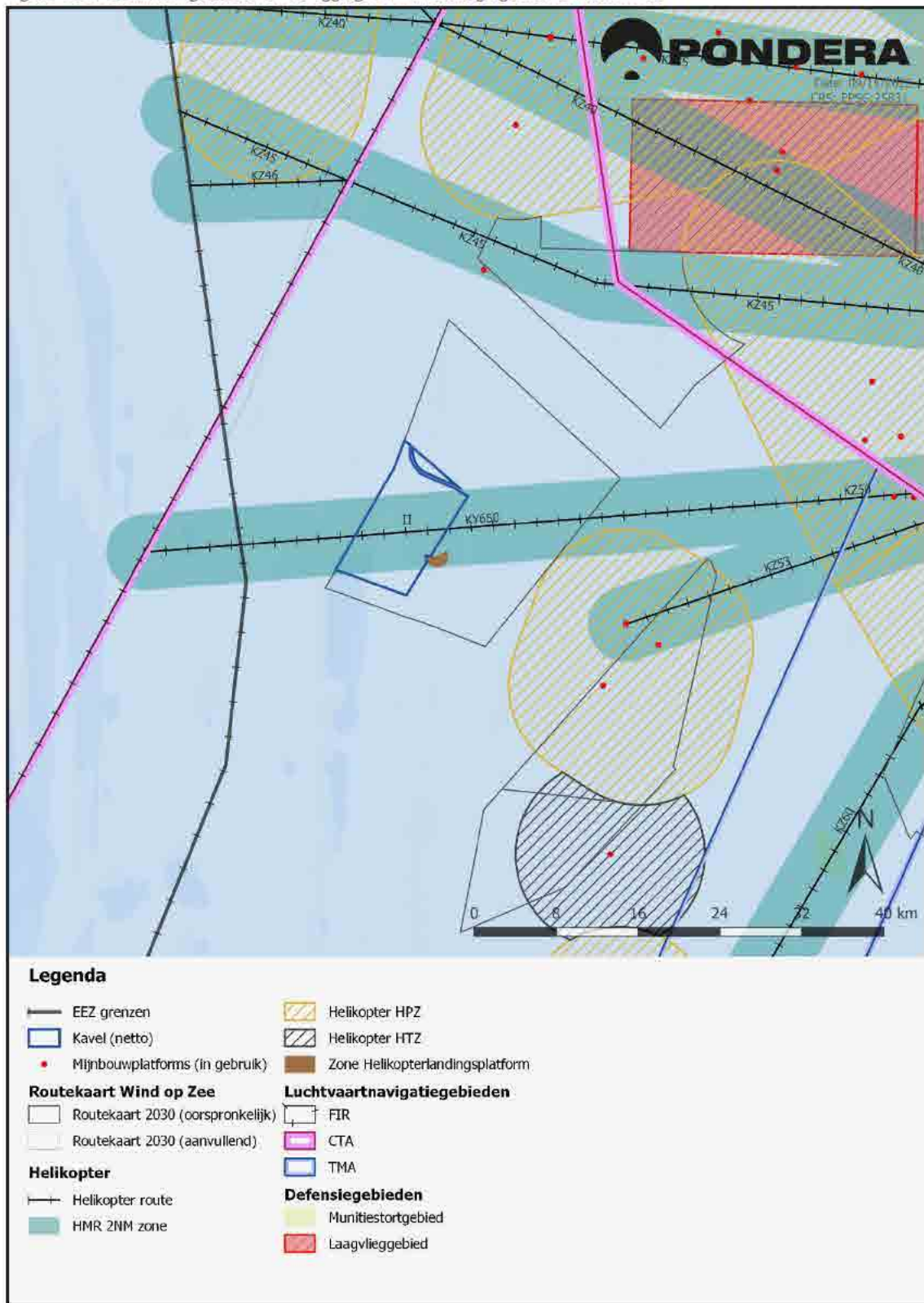
De Kustwacht coördineert de dienstverlening aan en handhaving van het scheepvaartverkeer op de Noordzee. Daarvoor maakt zij onder andere gebruik van vliegtuigen. De routes en vlieghoogtes van deze zogenaamde vliegende eenheden zijn afgestemd op de op zee aanwezige installaties, zoals boorplatforms. Deze vliegbewegingen mogen uitgevoerd worden op elke vlieghoogte tot 1.000 voet (circa 300 m). Daarnaast worden ook SAR (search and rescue)-operaties uitgevoerd om mensen in nood te helpen. Deze reddingsoperaties worden vooral uitgevoerd met boten en in mindere mate met helikopters. De coördinatie van de SAR-operaties gebeurt vanuit het Kustwachtcentrum in Den Helder.

Militaire luchtvaart

De militaire luchtvaart maakt voor haar oefeningen gebruik van zogenaamde laagvliegzones op de Noordzee (zie onderstaande figuur). Hierin kunnen schietoefeningen op luchtdoelen gehouden worden. Militaire luchtvaartuigen vliegen in de praktijk soms ook buiten deze gebieden op lage vlieghoogtes. De veiligheid van ander gebruik wordt daarbij gewaarborgd. Dit gebeurt alleen op delen van de Noordzee waar geen obstakels aanwezig zijn. Met het oog op toekomstige ontwikkelingen rondom het realiseren van windenergie op zee onderzoekt de Rijksoverheid momenteel of defensiegebieden aan te passen of te verplaatsen zijn.

⁹⁶ Luchtvaartgids, Integrated Aeronautical Information Package, onder ENR 2.2, sub 3.2.1 en sub 3.3.2.3

Figuur 10.16 Luchtvaartgebieden en de ligging van Windenergiegebied IJmuiden Ver.



10.6.2 Effectbeschrijving

Effecten tijdens de exploitatie

Burgerluchtvaart

De maximale tiphoogte van 305 meter zal voor de burgerluchtvaart geen beperking vormen in dit luchtruim (Amsterdam CTA west), omdat de minimale vlieghoogte hier 1.675 meter (FL055, 5.500 voet) is. De effecten ten aanzien van burgerluchtvaart worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Helikopterverkeer

Door het windenergiegebied IJmuiden Ver loopt één HMR (KY650) die Kavel II doorkruist. Binnen de 2 NM zone aan weerszijde van de HMR geldt een minimale vlieghoogte van circa 450 meter (1.500 voet). Er is ook sprake van een separatie-eis van circa 300 meter (1.000 voet). Dit is de minimale verticale obstakelvrije ruimte (verticale separatiezone) die tussen het vliegverkeer en een object op zee moet zitten.

De tiphoogte van turbines binnen de te onderzoeken bandbreedte bedraagt minimaal 261 meter en maximaal 305 meter. Om te voldoen aan een separatie-eis van minimaal 300 meter moet een minimale vlieghoogte van respectievelijk 561 of 605 meter worden aangehouden. Dat betekent dat de minimale vlieghoogte met minimaal 111 meter en maximaal 155 meter moet worden verhoogd. Ter plaatse van het windpark zal helikopterverkeer daardoor moeten uitwijken naar het eerstvolgende kruisniveau van 900 meter hoogte.

Een andere mogelijkheid is om de HMR te verplaatsen, zodat er om het windpark heen gevlogen wordt. Bijvoorbeeld door aan te sluiten op HMR KZ53. Deze zou verlengd kunnen worden om de kavels van IJmuiden Ver ten zuiden te passeren, om van daaruit naar de richting de EEZ-grens verder te lopen. De vliegroute wordt daardoor langer en de reistijd neemt hierdoor toe.

De twee TenneT-platforms die voorzien zijn in windenergiegebied IJmuiden Ver zullen met een helikopterlandingsplatform uitgerust. Om de luchtvaartveiligheid van het helikopterverkeer tijdens het aan- en afvliegen te waarborgen is in overleg met TenneT extra ruimte gereserveerd waarin geen windturbines worden geplaatst. Deze vrij te houden ruimte is in Figuur 10.16 weergegeven als zone helikopterlandingsplatform en is meegenomen in de netto verkaveling.

De effecten op het helikopterverkeer worden negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -). De reden hiervoor is de overlap met HMR KY650 die het beschikbare luchtruim over een deel van de route in hoogte beperkt. De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar beperkt invloed op, maar leidt niet tot een onderscheidende effectbeoordeling.

Vliegbewegingen in opdracht van de kustwacht (onder andere SAR)

Een windpark kan een belemmering vormen voor het uitvoeren van een SAR-operatie ter plaatse. Dit zou zich kunnen voordoen als een schip het windpark binnenvaart en in de problemen komt. Ook bij een eventuele calamiteit direct naast het windpark kan het windpark een belemmering vormen voor een SAR-operatie. Met name helikopters kunnen hiervan hinder ondervinden. Door het vliegen op lage hoogte vormt de aanwezigheid van windturbines dan een extra risico.

Om de invloed van windturbines op SAR-operaties met helikopters te onderzoeken zijn in 2005 ter plaatse van het windpark North Hoyle (UK) oefeningen met helikopters uitgevoerd.⁹⁷ Tijdens dat onderzoek is aangetoond dat reddingsoperaties vanuit de lucht met name tijdens omstandigheden met beperkt zicht moeilijk zijn (in verband met de slechte zichtbaarheid van windturbines). Daarnaast is in het operationele offshore windpark Luchterduinen een SAR helikopter-test uitgevoerd (Miedema, 2015). Uit deze test blijkt dat:

- SAR-operaties met een helikopter zonder problemen mogelijk zijn bij daglicht en wanneer de windturbines gestopt (en geblokkeerd) zijn, mits de zichtomstandigheden voldoende goed zijn;
- niet uitgesloten wordt dat een SAR-helikopter kan opereren binnen een park, wanneer de turbines niet gestopt zijn. Dit blijft echter wel afhankelijk van de omstandigheden van dat moment en de beoordeling van de piloot;
- er tijdens de test goede communicatie (radioverbinding) was tussen de reddingsboot en helikopter;
- er ook goede communicatie (radioverbinding) was tussen het Kustwachtcentrum en de helikopter, behoudens op een hoogte van 50 voet;
- draaiende turbines mogelijk een negatief effect hebben op de kwaliteit van de radiocommunicatie.

Door onderzoeksbureau To70 is de invloed van zogturbulentie op helikopterverkeer in en nabij windparken op zee onderzocht⁹⁸. In totaal zijn van 440 vluchten de gegevens geanalyseerd, waaruit is gebleken dat er geen onverwachte turbulentie is gerapporteerd als gevolg van de windturbines. Daarom wordt de conclusie getrokken dat helikopteroperaties in en nabij windparken op zee geen limitatie als gevolg van zogturbulentie ervaren. Deze conclusie wordt onderschreven door drie helikopter operators (HeliService, CHC en NHV), die daarbij benadrukken dat helikopteroperaties in en nabij windparken veilig zijn. Een windturbinesilstandsvoorziening is daarom niet nodig bevonden.

De effecten op vliegbewegingen in opdracht van de Kustwacht (o.a. SAR) worden om bovenstaande redenen neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Militaire luchtvaart

De effecten op de militaire luchtvaart worden neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De reden hiervoor is dat windenergiegebied IJmuiden Ver ruim buiten de gebieden ligt die voor militaire activiteiten zijn aangewezen.

Effecten tijdens de aanleg, verwijdering en onderhoud

De effecten tijdens de aanleg, de verwijdering en het onderhoud zijn niet anders dan tijdens de exploitatie. Voor de luchtvaart is het van belang aan te geven waar het windpark is gesitueerd, vanwege de hoogte van turbines. Vanaf de aanleg van het windpark worden turbines ook uitgerust met obstakelverlichting conform de bepalingen van de IALA-richtlijn (IALA Recommendation O-139). In deze richtlijn zijn verschillende opties, met name tussen retro-reflectieve en indirecte verlichting, waarbij de laatstgenoemde de voorkeur heeft.

⁹⁷ Brown, Offshore Wind Farm Helicopter Search and Rescue Trials Undertaken at the North Hoyle Wind Farm, 2005

⁹⁸ Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms - HFDM analysis and consultation with helicopter operators, To70, April 2020.

10.7 Zand-, grind- en schelpenwinning

10.7.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Zeezand wordt gebruikt om de kustverdediging te onderhouden of om het land op te hogen in bouw- of infrastructuurprojecten. Het wordt dan toegepast als suppletie-, beton- of metselzand. Dit zand wordt op verschillende plaatsen in de Noordzee gewonnen door vergunninghouders. Zandwinning is aangewezen als een activiteit van nationaal belang. Het is daarom van belang dat de winningslocaties vrij met een schip benaderbaar zijn.

Zand- en grindwinning is toegestaan zeewaarts van de doorgaande NAP-20m dieptelijn. Het gebied tot aan de 12-nautische mijlsgrens is aangewezen als reserveringsgebied voor zand- en grindwinning, waarbinnen gebieden vergund kunnen worden voor zand- of grindwinning. Binnen het reserveringsgebied heeft zandwinning voor kustverdediging en ophoging voorrang op andere activiteiten.

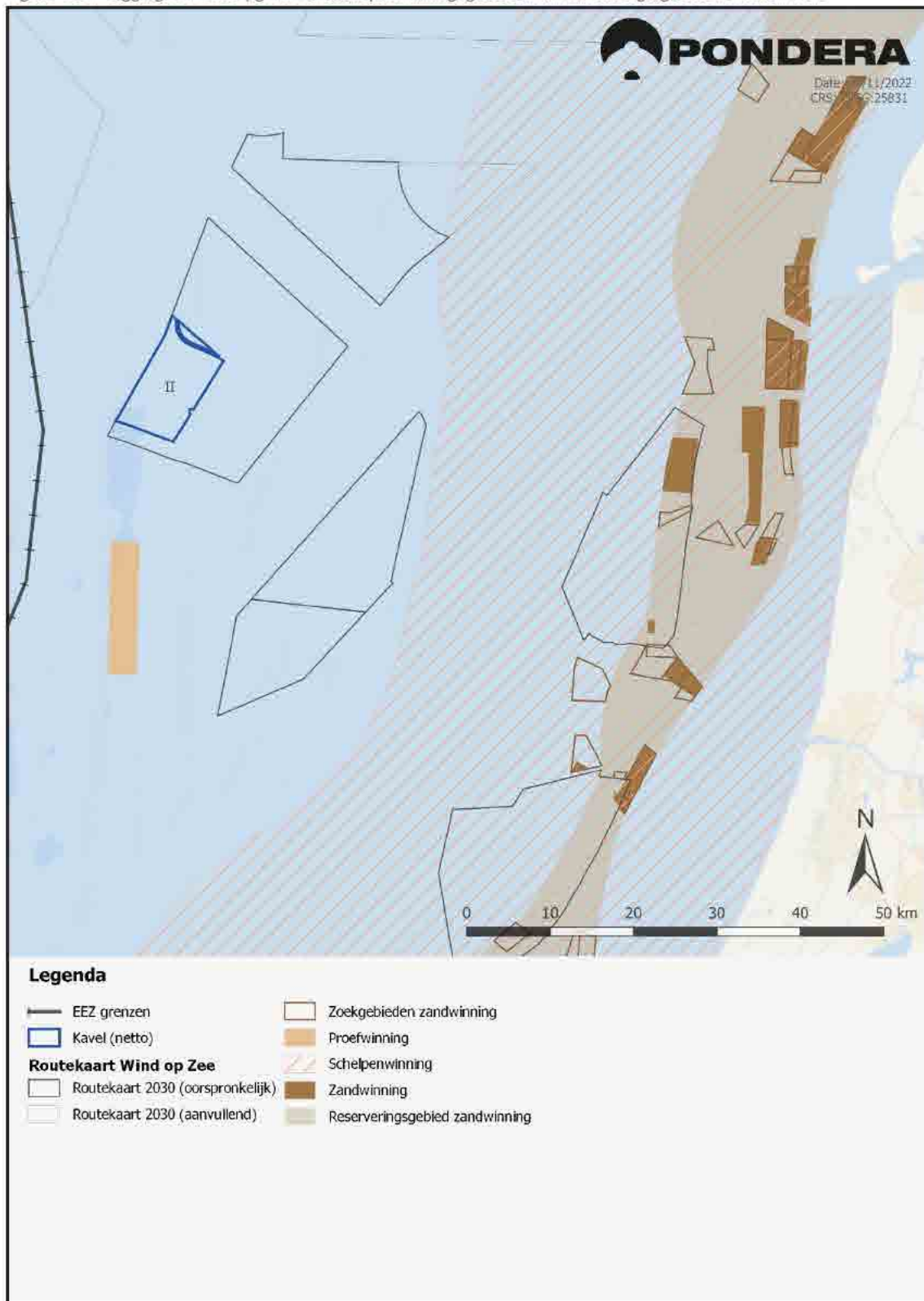
Vrijwel alle actieve winningsgebieden liggen momenteel binnen deze zone, al liggen er op grotere afstand van de kust wel winningszoekgebieden uit het MER Winning suppletiezand Noordzee 2018 t/m 2027. Ver uit de kust, circa 14 kilometer ten zuiden van windenergiegebied IJmuiden Ver, ligt een gebied dat incidenteel is gebruikt voor proefwinningen. Verder zeewaarts van de 12-nautische mijlsgrens is zandwinning ook toegestaan, maar bij 'stapeling' krijgen andere activiteiten van nationaal belang voorrang. Ook is zandwinning hier minder aantrekkelijk door de grotere vaarafstanden.

Schelpenwinning vindt zeewaarts vanaf de NAP-5m dieptelijn tot op de 24-nautische mijlsgrens plaats in hoeveelheden die in overeenstemming zijn met de natuurlijke aanwas. Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op circa 16 kilometer vanaf dit gebied. De ligging van windenergiegebied IJmuiden Ver en de kavels is weergegeven in Figuur 10.17.

10.7.2 Effectbeschrijving

De kavel ligt ruim buiten de aangewezen winningsgebieden en vormt daarom geen belemmering. De effecten ten aanzien van zand-, grind- of schelpenwinning worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

Figuur 10.17 Ligging van zand-, grind- en schelpenwinningsgebieden en windenergiegebied IJmuiden Ver.



10.8 Baggerstort

10.8.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Op verschillende locaties in de Noordzee wordt bagger verspreid over de zeebodem in baggerstort- en loswallen en in stortvakken. Deze locaties liggen niet ver uit de kust en moeten vooral vrij met een schip benaderbaar zijn. Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op circa 60 kilometer van deze locaties.

10.8.2 Effectbeschrijving

De kavel ligt ruim buiten de aangewezen baggerstortlocaties en vormt daarom geen belemmering. De effecten ten aanzien van baggerstort daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting van het windpark heeft daar geen invloed op.

10.9 Scheeps-, wal- en luchtvaartradar

10.9.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Scheepvaart- en walradar

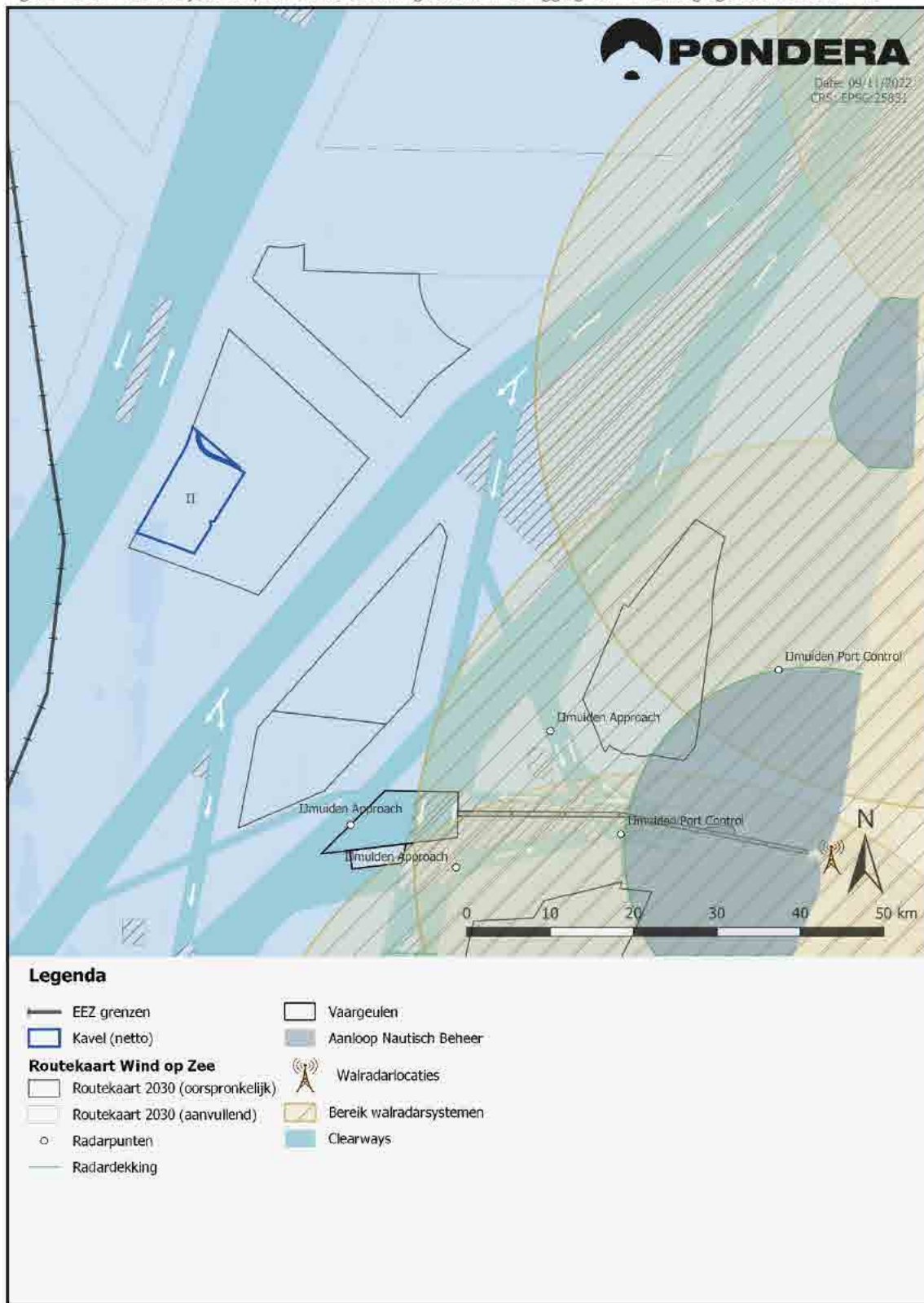
Langs de Nederlandse kust staan verschillende radarposten, onder andere voor de kust bij Den Haag, IJmuiden, Schoorl en Den Helder (zie Figuur 10.18). Deze radarposten worden gebruikt voor de scheepvaartverkeersbegeleiding voor respectievelijk de Rotterdamse en de Amsterdamse haven en door de Kustwacht. Het maximale bereik van deze walradarposten is circa 50 km. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op circa 70 kilometer vanaf de dichtstbijzijnde walradarpost.

Daarnaast zijn diverse platforms op zee uitgerust met een stand alone radarsysteem. Deze radars zijn niet geïntegreerd in een walradarketen en worden niet meegenomen in de beoordeling in dit MER. Schepen zijn ook uitgerust met radarsystemen ten behoeve van de navigatie. Deze worden wel beoordeeld.

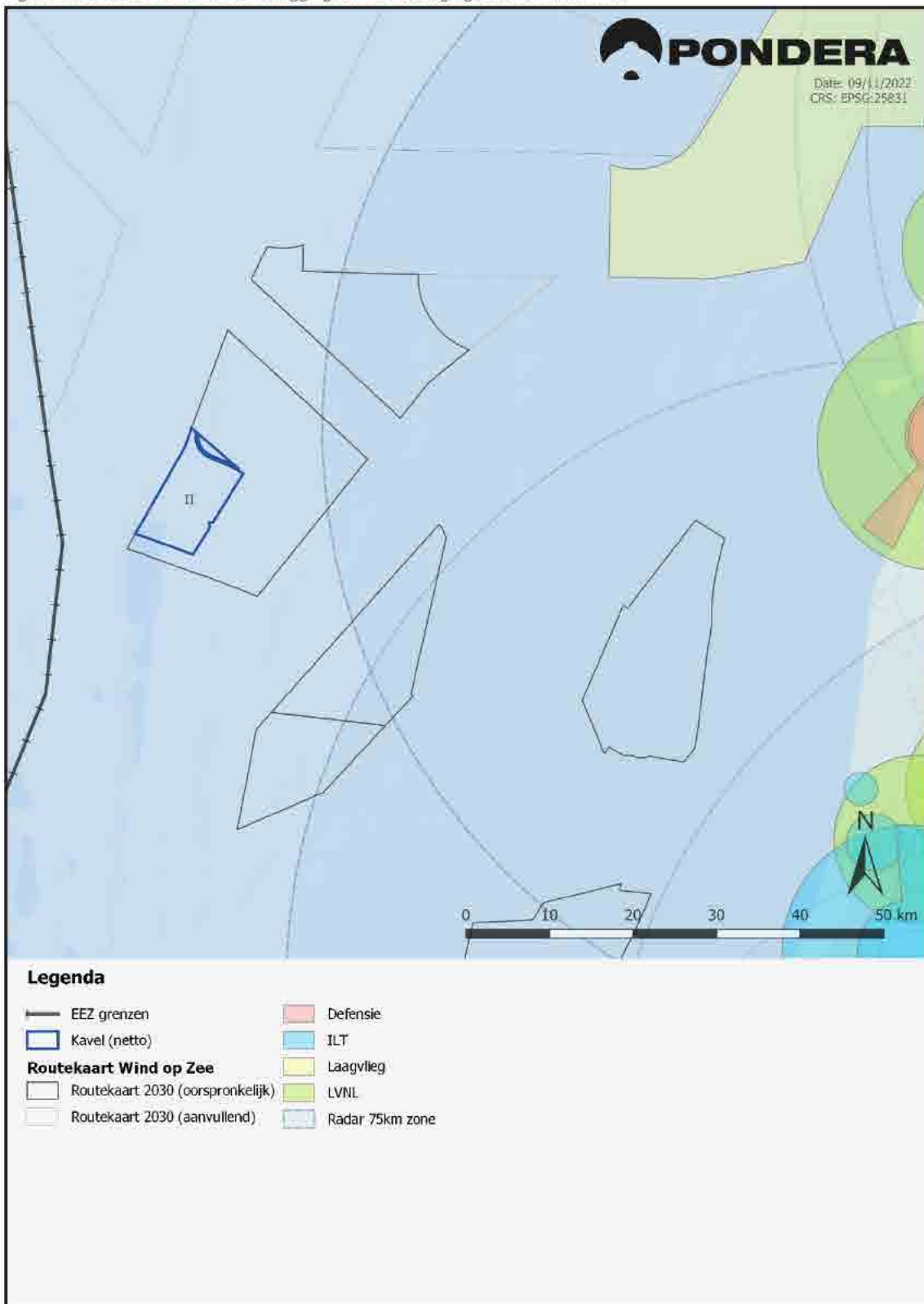
Luchtvaartradar

Verspreid in Nederland staan luchtvaartradarsystemen die ingezet worden bij de luchtverkeersbegeleiding en verdediging van het luchtruim. Rondom deze radarsystemen geldt tot op 75 kilometer afstand een zone met hoogtebeperkingen voor obstakels. De dichtstbijzijnde radar voor de luchtverkeersbegeleiding en -verdediging ligt in Den Helder (de Kooy) op circa 76 kilometer afstand vanaf windenergiegebied IJmuiden Ver (zie Figuur 10.19). Luchtvaartuigen zijn ook uitgerust met radarsystemen ten behoeve van de navigatie. LVNL heeft bevestigd dat de plannen voor de vier windparken (kavel I tot en met kavel IV) geen negatieve invloed hebben op de correcte werking van de communicatie- en surveillanceapparatuur in beheer van LVNL.

Figuur 10.18 Walradarsystemen, het verkeersscheidingstelsel en de ligging van windenergiegebied IJmuiden Ver.



Figuur 10.19 Luchtvaartradar en de ligging van windenergiegebied IJmuiden Ver.



10.9.2 Effectbeschrijving

Effecten tijdens aanleg, verwijdering en onderhoud

Scheepvaart- en walradar

Er treden geen negatieve effecten op voor de werking van de scheepvaartradar tijdens de aanleg- of verwijderingsfase, omdat er voldoende gebruikelijke mitigerende maatregelen zijn. De hoekpunten van het windpark zullen zichtbaar gemaakt worden op het Automatic Identification System (AIS) door de Kustwacht. Hierbij worden virtuele Aid to Navigation (AtoN) berichten uitgezonden. Indien nodig wordt er gedurende de installatieperiode een mistwaarschuwing gegeven door de op dat moment aanwezige wacht- en installatieschepen. Als zij een schip op hun radar en/of AIS zien naderen, dan wordt dit schip opgeroepen en gewaarschuwd. Zo nodig wordt ook de Kustwacht geïnformeerd. De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Luchtvaartradar

Er treden geen negatieve effecten op voor de werking van de luchtvaartradar tijdens de aanleg- of verwijderingsfase, aangezien het windenergiegebied buiten de zone van 75 kilometer rondom radarsystemen ligt. Tijdens de aanlegfase van het windpark zullen de gebieden waar constructiewerkzaamheden plaatsvinden, moeten worden gemarkeerd conform de IALA-richtlijn voor maritieme navigatiesystemen (IALA Maritime Buoyage System (MBS)). De effecten worden als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Effecten tijdens de exploitatie

Scheeps- en walradar

Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten het bereik van de walradarketen en zal hier geen effecten op hebben. Ten aanzien van scheepsradar is het echter aannemelijk dat er effecten op het radarbeeld kunnen ontstaan door windparken. De meest voorkomende effecten zijn dubbele reflecties en het afnemen van de kwaliteit van het radarbeeld. Het bereik, de nauwkeurigheid van het beeld en daarmee de betrouwbaarheid van de radar kunnen daardoor beperkt worden. Hieronder en in hoofdstuk 8 wordt hier verder op in gegaan.

Een windpark kan op verschillende manieren invloed hebben op radarsystemen:

- schaduweffecten: wanneer zich tussen de walradarpost en het te detecteren object (bijvoorbeeld een schip) een windturbine bevindt, ontstaat een schaduwkegel achter de windturbine waardoor het te detecteren object niet of minder op de radar verschijnt;
- valse schaduw door dubbele reflectie: als een windturbine zich nabij de radarpost bevindt, kan een te detecteren object tweemaal worden weergegeven op het radarscherm. De echte weergave komt direct vanaf het te detecteren object, de valse weergave ontstaat door weerkaatsing van echogolven van het te detecteren object vanaf een windturbine in de buurt;
- zijlus-effecten: bij radar treden naast de hoofd- ook zijlussen op. Wanneer windturbines zich in de buurt van de radar bevinden kunnen reflecties ontstaan met deze zijlussen.

Een experiment op de simulator van MARIN⁹⁹ heeft geleerd dat de ARPA (Automatic Radar Plotting Aid)-functie van de scheepsradar af en toe de echo van een schip achter het windpark uit het beeld verliest. Dit leidt niet tot gevaarlijke situaties, omdat schepen aan de andere kant van een windpark geen potentieel gevaar vormen. Het wordt pas gevaarlijk wanneer de echo wordt verloren op het moment dat beide

⁹⁹ MARIN, Veiligheidsstudie offshore windpark West Rijn; Nieuwe VSS bij Rotterdam, 2006, Rapport Nr. 20232.621 IAS

schepen op dezelfde hoek van het windpark afstevenen. In deze situatie is echter de kans op het verlies van een echo kleiner, omdat het aantal windturbines dat tussen beide schepen in ligt, kleiner wordt naarmate het hoekpunt van het windpark wordt genaderd. Ook de obstakelvrije veiligheidszone van 500 meter rondom het windpark zorgt ervoor dat schepen elkaar bij het naderen van het hoekpunt visueel eerder zien. Voor grotere routegebonden schepen is de afstand tot het windpark groter dan 500 meter en zijn de risico's nog lager.

Onderzoeken gebaseerd op het Engelse offshore windpark 'North Hoyle' komen tot een aantal conclusies met betrekking tot verschillende radar-, navigatie- en communicatieactiviteiten¹⁰⁰:

- Global Positioning Systems (GPS): geen bewijs van verstoring van basisontvangst of positionele nauwkeurigheid;
- magnetisch gestuurde kompassen: geen bewijs van kompasafwijking;
- helikopterradar en communicatiesystemen: radiocommunicatie van zee naar een helikopter (en vice versa), communicatie tussen schepen en VHF-communicatie werken correct zonder verstoring. De radardetectie neemt af wanneer schepen binnen 100 meter van een turbine komen. Daar dient rekening mee gehouden te worden tijdens SAR operaties. Reddingsacties bij beperkt zicht vanuit de lucht bleken moeilijk uit te voeren binnen een windpark. Het traceren van een helikopter rond het windpark is moeilijk, vanaf zowel schepen alsook vanaf de radar aan wal;
- het automatische identificatiesysteem (AIS): geconstateerd werd dat dit systeem geheel operationeel blijft op de schepen binnen het windpark;
- het bereik van kleine en grote scheeps- en walradars wordt beperkt. De turbines produceren schaduwgebieden, waardoor andere turbines en schepen niet ontdekt kunnen worden. Slechte weersomstandigheden versterken deze resultaten waarschijnlijk.

Uit deze resultaten blijkt dat met name aandacht aan radarstraalpaden geschonken moet worden. Voor windenergiegebied IJmuiden Ver zijn radarzichtbeperkingen echter beperkt. Het windpark ligt dermate ver uit de kust dat er geen significante invloed meer is op radarsystemen, aanloopgebieden en –routes, inclusief VTS-gebieden.

Voor windpark OWEZ is onderzocht dat het schaduweffect verminderd zou kunnen worden, als de waarnemingen van de sensoren te IJmuiden en te Zandvoort worden gecombineerd. Dit geldt ook wanneer er een extra sensor geplaatst zou worden achter de windturbines¹⁰¹. Deze sensor zou mogelijk ook op land kunnen worden geplaatst. Om dubbele schijndoelen te onderdrukken is de meest voor de hand liggende oplossing om grotere afstand tussen schip en windturbines te houden. Een afstand van 1.400 meter is hiervoor voldoende. Op grotere afstand zal het ontvangend vermogen als gevolg van het optreden van een dubbel schijndoel lager zijn, dan dat als gevolg van een gewoon schijndoel. Daardoor is de gewone zijlusonderdrukking voldoende om de dubbele schijndoelen te onderdrukken. De afstand tussen windparken en de scheepvaartroutes (route gebonden scheepvaart) is minimaal 1,24 NM (circa 2,3 kilometer).

In het onderzoek van Howard en Brown komt naar voren dat de hoogte van turbines radarresponsies veroorzaakt en zijluseffecten en dubbele of meervoudige reflecties kunnen veroorzaken. Turbines kunnen

¹⁰⁰ Results of the electromagnetic investigations and assessments of marine radar, communications and positioning systems undertaken at the North Hoyle wind farm by QinetiQ and the Maritime and Coastguard Agency, Martin Howard and Colin Brown, 15 November 2004.

¹⁰¹ TNO-FEL, 1999

van zijlussen worden onderscheiden, door bijvoorbeeld met een verlaagde ontvangstversterking (gain) de resolutie te vergroten. Een bijkomend effect hierbij is echter dat ontvangstsignalen van kleine schepen en boeien ook gereduceerd worden en wellicht niet meer te detecteren zijn binnen of nabij het windpark. Dit is een gebruikelijk verschijnsel. Reddingsboten die binnen of nabij het windpark varen, kunnen met een radar van 9 GHz probleemloos een klein object (boot) binnen het windpark detecteren. Met een VTS-radarsysteem is dit afregelen per radarsensor echter niet mogelijk door de eindgebruiker.

Op basis van vijf experimenten door Radio Holland¹⁰² bij de bestaande windparken Prinses Amalia en OWEZ kan gesteld worden dat de aanwezigheid van deze windparken niet of nauwelijks leidt tot nadelige effecten op de detectie van schepen in de buurt van die windparken vanaf de wal. De veiligheidszone van 500 meter rondom windparken zorgt ervoor dat schepen elkaar bij het naderen van het hoekpunt eerder visueel zien, omdat in de veiligheidszone geen obstakels staan. Daarnaast liggen de (internationale) scheepvaartroutes minimaal op 1,24 NM (circa 2,3 kilometer) afstand van de windparken, waardoor er nabij hoekpunten voldoende ruimte is om naderende schepen tijdig te signaleren.

De scheepvaartbegeleiding (VTS) heeft met AIS een ondersteunende sensor voor de opbouw van het verkeersbeeld en is niet meer alleen afhankelijk van de radarwaarnemingen. Voor de positiebepaling van schepen geeft een radarpositie de "ware" aanwezigheid van een object weer (verstoringen daargelaten) en geeft AIS een aanvullend of bevestigend beeld. De werking van AIS berust echter op een ander principe, waardoor nooit alleen op AIS-informatie vertrouwd kan worden voor de opbouw van het verkeersbeeld. Een belangrijke reden hiervoor is dat AIS relatief eenvoudig gemanipuleerd kan worden door verstoring van buitenaf (spoofing/jamming) of door (bewust) menselijk handelen (uitschakelen van AIS of het bewust uitzenden van andere posities). De overheid draagt zorg dat er in windparken volledige AIS dekking is door het plaatsen van AIS base stations op de TenneT platforms en zo nodig op de transition piece van een windturbine. Wel kan het zijn dat niet alle schepen met AIS worden waargenomen.

Het windenergiegebied IJmuiden Ver, en daarmee ook de kavel, vallen geheel buiten de dekking van de walradarketen en de VTS-gebieden voor de aanloop hiervan en zullen hier dus geen effect op hebben. De effecten op de scheeps- en walradar zijn – met inachtneming van de hierboven beschreven maatregelen – erg beperkt. De effecten ten opzichte van scheeps- en walradar worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Luchtvaarradar

Een windpark kan effect hebben op luchtvaartuigen door de verstoring van communicatie- en radarapparatuur. In principe vindt luchtverkeer op voldoende hoogte boven een windpark plaats om hier geen hinder van te ondervinden.

Tijdens reddingsoefeningen in het Engelse windpark North-Hoyle is gebleken dat radiocommunicatie van zee naar helikopter (en vice versa) en VHF-communicatie (Very High Frequency radiosignalen) correct werkten. In droge weersomstandigheden waren turbines, schepen en mensen duidelijk herkenbaar door het thermische beeldsysteem van de helikopter¹⁰³. Door mist en neerslag werden deze wel beperkt. Uit

¹⁰² Radio Holland, Onderzoek naar radarverstoring door Prinses Amaliawindpark en Offshore Windpark Egmond aan Zee, Resultaten van de veldexperimenten in 2010 bij kalme zee, 2012

¹⁰³ Brown, C. Offshore Wind Farm Helicopter Search and Rescue Trials Undertaken at the North Hoyle Wind Farm; Report of helicopter SAR trials undertaken with Royal Air Force 'C' Flight 22 Squadron on March 22nd 2005. Maritime and Coastguard Agency, 2005.

ervaringen met Deense windparken blijkt dat windturbines die zich binnen 30 kilometer van de luchtvaarradar bevinden geen problemen opleveren voor luchtverkeersbegeleiding als gevolg van radarbeïnvloeding.¹⁰⁴

Op basis van bovenstaande bevindingen en gezien de afstand van de kavel tot de dichtstbijzijnde luchtvaarradar, worden de effecten hierop als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

10.10 Kabels en leidingen

10.10.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

De kabels en leidingen die op de Noordzeebodem liggen vervullen een belangrijke functie. Telecomkabels dragen bij aan een kwalitatief hoogwaardige digitale connectiviteit. Elektrakabels en leidingen maken deel uit van de benodigde hoofdinfrastructuur van een betrouwbare, betaalbare en veilige energievoorziening. In het Programma Noordzee 2022 – 2027 zijn deze als activiteiten van nationaal belang aangewezen. Hierin worden ook onderhouds- en veiligheidszones aangewezen aan weerszijden van deze kabels en leidingen. Deze zone zorgt voor voldoende fysieke ruimte, wanneer werkschepen onderhoud uitvoeren. Tabel 10.6 geeft de gebruikte onderhouds- en veiligheidszones weer.

Na gebruik mogen bestaande pijpleidingen in voorkomend geval achtergelaten worden op de zeebodem, zolang dit schoon en veilig gebeurt. Er is een methode ontwikkeld om te bepalen of uit gebruik geraakte leidingen moeten worden verwijderd. De leidende criteria zijn daarbij: hinder voor ander gebruik, veiligheid, milieueffecten en kosten. Als de kabels en leidingen mogen blijven liggen moeten de eigenaren deze zelf reinigen en daarna jaarlijks inspecteren. In de praktijk blijven veel kabels en leidingen liggen. Per geval wordt ook beoordeeld of ze geschikt zijn voor toekomstig hergebruik voor CO₂- of H₂-transport.

Bij de aanleg van windparken wordt, ten opzichte van toekomstige en in gebruik zijnde elektriciteitskabels en leidingen, een zone van 500 meter aan weerszijden aangehouden. Ten opzichte van telecomkabels is dat in principe 750 meter. Echter, met het oog op efficiënt ruimtegebruik, kunnen kleinere onderhoudszones aangehouden worden. Dit is doorgaans het geval in windenergiegebieden. Voor telecomkabels is daarom ook een zone van 500 meter aan weerszijden aangehouden in dit MER, zie ook Tabel 10.6. Voor verlaten kabels en leidingen wordt, in overeenstemming met de eigenaar, een zone van 150 meter aan weerszijden aangehouden in dit MER. Ook rondom de parkbekabeling van een windpark gelden deze onderhouds- en veiligheidszones. Deze bedragen 250 meter aan weerszijden.

Tabel 10.6 MER-uitgangspunt voor de aan te houden onderhouds- en veiligheidszone rondom kabels en leidingen.

Soort	Status	Toekomstig (m)	In gebruik (m)*	Verlaten / buiten gebruik (m)*
Elektrakabel		500	500	150
Telecomkabel		500	500	150
Pijpleiding		500	500	150
Parkbekabeling		n.v.t.	250	n.v.t.

* In overleg met de eigenaar is het mogelijk tot een andere afstand overeen te komen.

¹⁰⁴ Spaven consulting. Wind turbines and radar: operational experience and mitigation measures: Report to a consortium of wind energy companies, december 2001.

De kabels van het net op zee voor IJmuiden Ver Alpha en Beta verzorgen de aansluiting van de windparken in IJmuiden Ver op het landelijke elektriciteitsnet, zie Figuur 10.20. De weergegeven kabeltracés en de onderhoudszones daaromheen zijn niet definitief. Ze zullen geen belemmering voor de windparken vormen, of vice versa.

Figuur 10.20 Kabels en leidingen en de ligging van windenergiegebied IJmuiden Ver.



10.10.2 Effectbeschrijving

Binnen de noordelijke punt van kavel II ligt de verlaten gaspijpleiding van Wintershall met daaromheen een onderhouds- en veiligheidszone van 150 meter aan weerszijden. Binnen deze zone mogen geen windturbines geplaatst worden. Daarom vormt deze een belemmering voor het windpark. Dit betekent ook dat er kruisingen zullen plaatsvinden tussen de parkbekabeling van het windpark en deze verlaten gaspijpleiding.

Zuidelijk van de kavelgrens ligt, op een afstand van 500 meter, een verlaten telecomkabel van Cable and Wireless. De onderhoudszone van 150 meter aan weerszijden rondom deze kabel blijft daarmee buiten de kavel.

Bij kruisingen sluiten de eigenaren onderling overeenkomsten over de voorwaarden waaronder deze kruisingen gerealiseerd kunnen worden. De mogelijke inrichting van het windpark kan de effecten beperken. Alternatief 2 (50 x 20 MW) heeft minder effect dan alternatief 1 (67 x 15 MW), aangezien er bij alternatief 2 minder turbines geplaatst worden en er daarmee ook minder parkbekabeling nodig is, waardoor het aantal kruisingen vermindert. Het verschil in effect is echter niet groot genoeg om onderscheidend te zijn in de effectbeoordeling. De effecten op aanwezige kabels en leidingen worden daarom voor beide alternatieven van kavel II beoordeeld als licht negatief (effectbeoordeling: 0/-).

10.11 Telecommunicatie

10.11.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Het transport van spraak, data en radio- en tv-signalen verloopt, naast via telecom- of glasvezelkabels, ook via zogenaamde straalpaden. Hierbij worden signalen overgedragen met een gerichte straal door de lucht. Op de Noordzee worden straalpaden gebruikt voor de communicatie tussen offshore platforms onderling en tussen platforms en de kust. Straalpaden op de Noordzee zijn niet beschermd en er bestaat geen verplichting om bij ruimtelijke projecten rekening te houden met straalpaden. De eigenaar van een straalverbinding is zelf verantwoordelijk voor een goede verbinding.

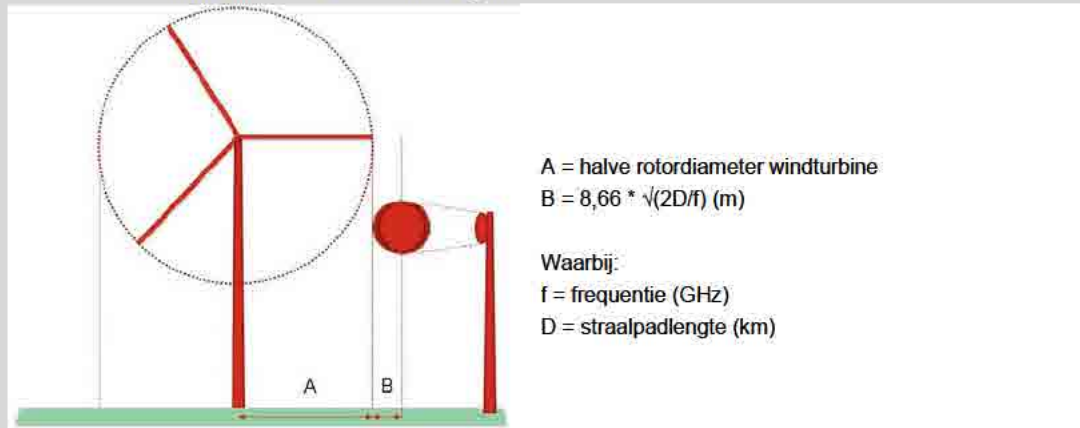
De routes van deze straalpaden worden zo gekozen dat er zo min mogelijk installaties in of nabij een straalpad staan, omdat die de signaaloverdracht kunnen verstoren of verzwakken. Een windturbine die in een straalpad staat, kan mogelijk negatieve effecten hebben op de telecommunicatie. Om te beoordelen of, en zo ja, welke, effecten er mogelijk optreden, wordt het 'toetsingscriterium straalverbindingen en windturbines' van Agentschap Telecom gebruikt¹⁰⁵.

Deze methode gaat ervan uit dat er geen effect van windturbines op de straalpaden bestaat, wanneer de windturbine op een afstand van een halve rotordiameter plus de tweede fresnelzone (zie Kader 10.2) verwijderd is van het straalpad. Doorgaans bedraagt de tweede fresnelzone een afstand van tientallen meters. Binnen deze afstand kan mogelijk een effect optreden, al is dat effect niet automatisch onaanvaardbaar. Met de eigenaar van de straalverbinding moet dan gezocht worden naar een mitigerende maatregel, bijvoorbeeld door een tussenzender te plaatsen. De mogelijke komst van een mobiel datanetwerk (4G/5G) op zee zal hierbij nieuwe mogelijkheden bieden en/of de rol van straalverbindingen volledig kunnen overnemen.

¹⁰⁵ Agentschap Telecom: toetsingscriterium straalverbindingen en windturbines'. Opgesteld in december 2017, gebaseerd op de ervaringen bij de ontwikkeling van windpark Wieringermeer.

Kader 10.2 Straalpad Fresnelzone¹⁰⁶

De aanbevolen afstand tussen een windturbine en een straalpad dient minimaal een halve rotordiameter plus de tweede fresnelzone te bedragen. De tweede fresnelzone wordt berekend op basis van de formule in het onderstaande figuur.



De aanbevolen afstand verschilt dus per straalpad. Voor een goede werking van de verbinding mag de mast van de windturbine (uitgaande van een maximale mastdiameter van 6 m) zich niet in het straalpad bevinden. Tevens is de hoogte van het straalpad relevant, aangezien het straalpad ook onder de rotorhoogte kan liggen. In dit geval heeft de windturbine geen effect op de werking van het straalpad.

De afstand van een halve rotordiameter (A) plus de tweede fresnelzone (B) kan berekend worden volgens de formule hierboven. De hoogte van het straalpad is bepaald op basis van de hoogste zendmast (worst case).

10.11.2 Effectbeschrijving

Er zijn geen straalpaden aanwezig in en om windenergiegebied IJmuiden Ver. Er zijn daarom ook geen effecten op telecommunicatie waarmee ze als neutraal beoordeeld worden (effectbeoordeling: 0). Voor de effecten op telecomkabels wordt verwezen naar paragraaf 10.10.

10.12 Militaire activiteiten en NGE

10.12.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Militaire activiteiten

Defensie heeft op de Noordzee verschillende gebieden tot zijn beschikking voor test- en trainingsdoeleinden. Hiervoor zijn speciale gebieden aangewezen, zoals munitiestortlocaties, schietterreinen, (laag)vlieggebieden of oefenterreinen. Geen van deze gebieden ligt in de directe omgeving van windenergiegebied IJmuiden Ver waardoor effecten op voorhand zijn uit te sluiten (zie Figuur 10.21).

Niet gesprongen explosieven

Op de Noordzee hebben tijdens de Eerste en Tweede Wereldoorlog veel militaire activiteiten plaatsgevonden, waarbij verschillende soorten explosieven zijn gebruikt. Als gevolg hiervan zijn er over de gehele Noordzeebodem een onbekend aantal niet-gesprongen explosieven (NGE) achter gebleven,

waarvan niet bekend is waar deze liggen. Bij de bouw van een windpark bestaat de kans dat er onbedoeld contact met een NGE ontstaat. Wanneer een hierdoor een NGE onverwacht tot ontploffing komt vormt dat een ontoelaatbaar veiligheidsrisico.

Om het risico van NGE'en in kaart te brengen is het windenergiegebied IJmuiden Ver onderzocht.¹⁰⁶ Er is gekeken naar de historische oorlogs-gerelateerde gebeurtenissen in het gebied en op basis daarvan is risicoanalyse gemaakt. Daarin is duidelijk geworden dat er binnen IJmuiden Ver veelvoudig luchtaanvallen hebben plaatsgevonden en dat er in beide Wereldoorlogen mijnevelden in en rond het gebied zijn gelegd. Het hele windenergiegebied IJmuiden Ver moet daarom als verdacht worden beschouwd. Het soort NGE dat mogelijk achtergebleven is, waarvan het minstens aannemelijk is dat deze aanwezig is, staat in Tabel 10.7. De locatie van historische oorlogsactiviteiten of munitietreffingen is in Figuur 10.21 weergegeven.

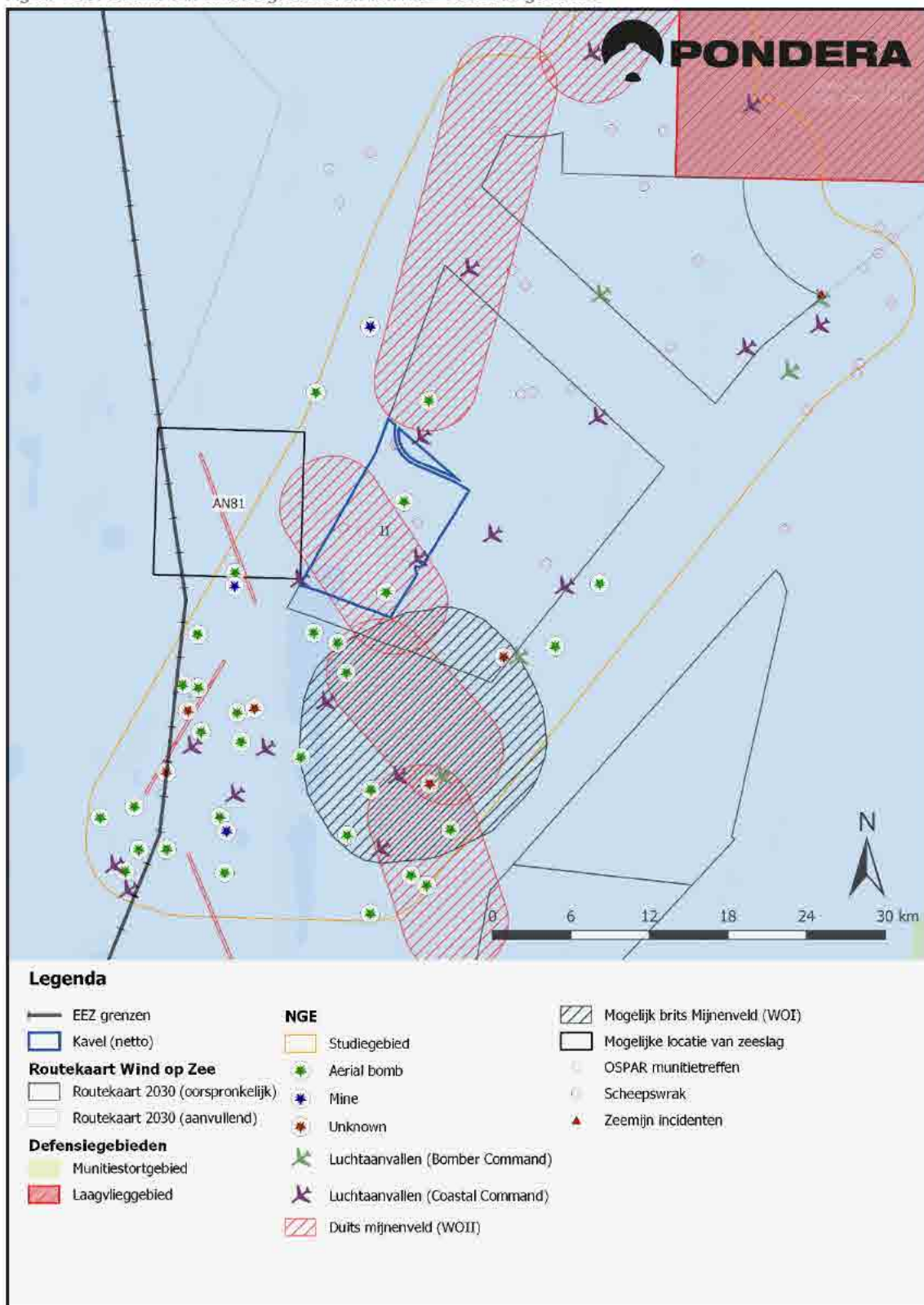
Tabel 10.7 NGE-soorten in en rondom windenergiegebied IJmuiden Ver, waarvan de aanwezigheid op zijn minst aannemelijk is.¹⁰⁶

NGE-soort	Waarschijnlijkheid van aanwezigheid	Opmerkingen uit het onderzoek
Geschutmunitie	Aannemelijk	Duitse schepen, varende binnen het onderzoeksgebied, hebben in ten minste twee gevallen met luchtafweergeschut gevuurd op geallieerde vliegtuigen. De inzet van luchtafweergeschut kan hebben geleid tot het achterblijven van NGE van geschutmunitie binnen het onderzoeksgebied. Verder is bekend dat binnen het onderzoeksgebied een scheepsgevecht heeft plaatsgevonden, en hebben er verschillende luchtaanvallen plaatsgevonden waarbij 20 mm boordkanonnen zijn ingezet. Derhalve is het aannemelijk dat NGE van geschutmunitie binnen het onderzoeksgebied is achtergebleven. Een deel van het onderzoeksgebied overlapt met een militair oefenterrein waarbinnen oefeningen met onder andere geschutmunitie werden uitgevoerd.
Torpedo's	Aannemelijk	Gedurende zowel de Eerste als de Tweede Wereldoorlog waren onderzeeërs actief binnen het onderzoeksgebied. Ten minste twee torpedoaanvallen zijn uitgevoerd binnen het onderzoeksgebied. Verder zijn er door geallieerde vliegtuigen veelvoudig aanvallen op Duitse onderzeeërs en ander vaartuigen die waren uitgerust met <i>torpedo's</i> uitgevoerd binnen het onderzoeksgebied. Het tot zinken brengen van dergelijke schepen kan leiden tot de aanwezigheid van NGE van torpedo's binnen het onderzoeksgebied. De combinatie van de aanwezigheid van met torpedo's uitgeruste vaartuigen, aanvallen op dit soort vaartuigen en aanvallen uitgevoerd door dit soort vaartuigen heeft tot de conclusie geleid dat de aanwezigheid van NGE van torpedo's binnen het onderzoeksgebied aannemelijk is.
Zeemijnen (WO 1)	Aannemelijk	Duits kaartmateriaal geeft een vermoedelijk Geallieerd mijnenveld binnen het onderzoeksgebied weer. Verder is bekend dat er verschillende mijnongelukken hebben plaatsgevonden binnen het onderzoeksgebied. Er is weinig informatie bekend is over het ruimen van mijnen binnen het onderzoeksgebied. De aanwezigheid van mijnen en het plaatsvinden van mijnincidenten binnen het onderzoeksgebied heeft tot de conclusie geleid dat de aanwezigheid van NGE van Britse mijnen, gelegd in de Eerste Wereldoorlog, aannemelijk is.
Zeemijnen (WO 2)	Waarschijnlijk	Het onderzoeksgebied bevindt zich tussen de Britse kust en de door Duitsers bezette Nederlandse kust. Gedurende de Tweede Wereldoorlog zijn er Duitse mijnenvelden (met mijnen en mijnenveegobstakels) in het onderzoeksgebied aangelegd. Daarnaast hebben verschillende mijnongelukken, ook buiten de bekende

¹⁰⁶ REASeuro, UXO Desk Top Study Wind Farm Zone IJmuiden Ver, April 2020.

		mijnenvelden, plaatsgevonden. De aanwezigheid van mijnen en het plaatsvinden van mijnincidenten binnen het onderzoeksgebied heeft tot de conclusie geleid dat de aanwezigheid van NGE van Duitse <i>mijnen en 'Sprengboje', gelegd in de Tweede Wereldoorlog</i> , waarschijnlijk is.
Sub- en afwerpmunitie	Waarschijnlijk	Uit het bronnenmateriaal is gebleken dat gedurende de Tweede Wereldoorlog verschillende geallieerde luchtaanvallen hebben plaatsgevonden binnen het onderzoeksgebied. Daarnaast vonden noodafwerpen van geallieerde vliegtuigen vaak plaats boven de Noordzee. Ten minste twee noodafwerpen hebben binnen het onderzoeksgebied plaatsgevonden. De grote hoeveelheid luchtaanvallen en het veelvoudig plaatsvinden van noodafwerpen boven de Noordzee (en boven het onderzoeksgebied) heeft tot de conclusie geleid dat de aanwezigheid van NGE van sub- en afwerpmunitie binnen het onderzoeksgebied waarschijnlijk is.

Figuur 10.21 Locatie van defensiegebieden en van NGE verdachte gebieden. ¹⁰⁶



10.12.2 Effectbeschrijving

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud

Militaire activiteiten

Er zijn geen effecten op militaire activiteiten, omdat de daarvoor gebruikte gebieden op grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver liggen.

Niet-gesprongen explosieven (NGE)

De mogelijke aanwezigheid van NGE'en in het windenergiegebied zorgt voor een risico voor de werkzaamheden die gepaard gaan met de aanleg, het onderhoud en de verwijdering van een windpark. Aangezien mogelijke detonaties op schepen, personeel en omgeving een ontoelaatbaar risico zijn, zijn mitigerende maatregelen nodig, zodat deze risico's tot aanvaardbare proporties worden teruggebracht.

Met goed NGE-risicomanagement kan het risiconiveau tot een aanvaardbaar niveau worden teruggebracht. In de voorbereidingsfase wordt aanbevolen om een uitgebreid geofysisch (bathymetrisch) onderzoek uit te voeren ter voorbereiding op een specifiek op NGE gerichte detectie. In de uitvoeringsfase wordt aanbevolen de NGE-risicoanalyse te herijken op basis van het ontwerp van het windenergiegebied.

Voor de overige risico's dient een gedetailleerde risicoanalyse te worden uitgevoerd. Op basis hiervan dient een NGE-onderzoeksstrategie te worden ontwikkeld. Rekening moet worden gehouden met het opsporen en ruimen van NGE'en in een nader te bepalen deel van het windenergiegebied. NGE'en dienen doorgegeven te worden aan de Kustwacht en zij laat deze opruimen door de Explosieven Opruimingsdienst Defensie. Door deze maatregelen kan er geconcludeerd worden dat de mogelijke aanwezigheid van NGE'en geen belemmering hoeft te vormen voor de realisatie van een windpark in de kavel.

De effecten voor militaire activiteiten worden voor de kavel als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De effecten voor NGE worden voor de kavel als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -). De reden hiervoor is de waarschijnlijke aanwezigheid van NGE'en en de noodzaak om hier rekening mee te houden. De mogelijke inrichting (alternatief 1 of alternatief 2) van het windpark heeft hier geen invloed op.

10.13 Recreatie en toerisme

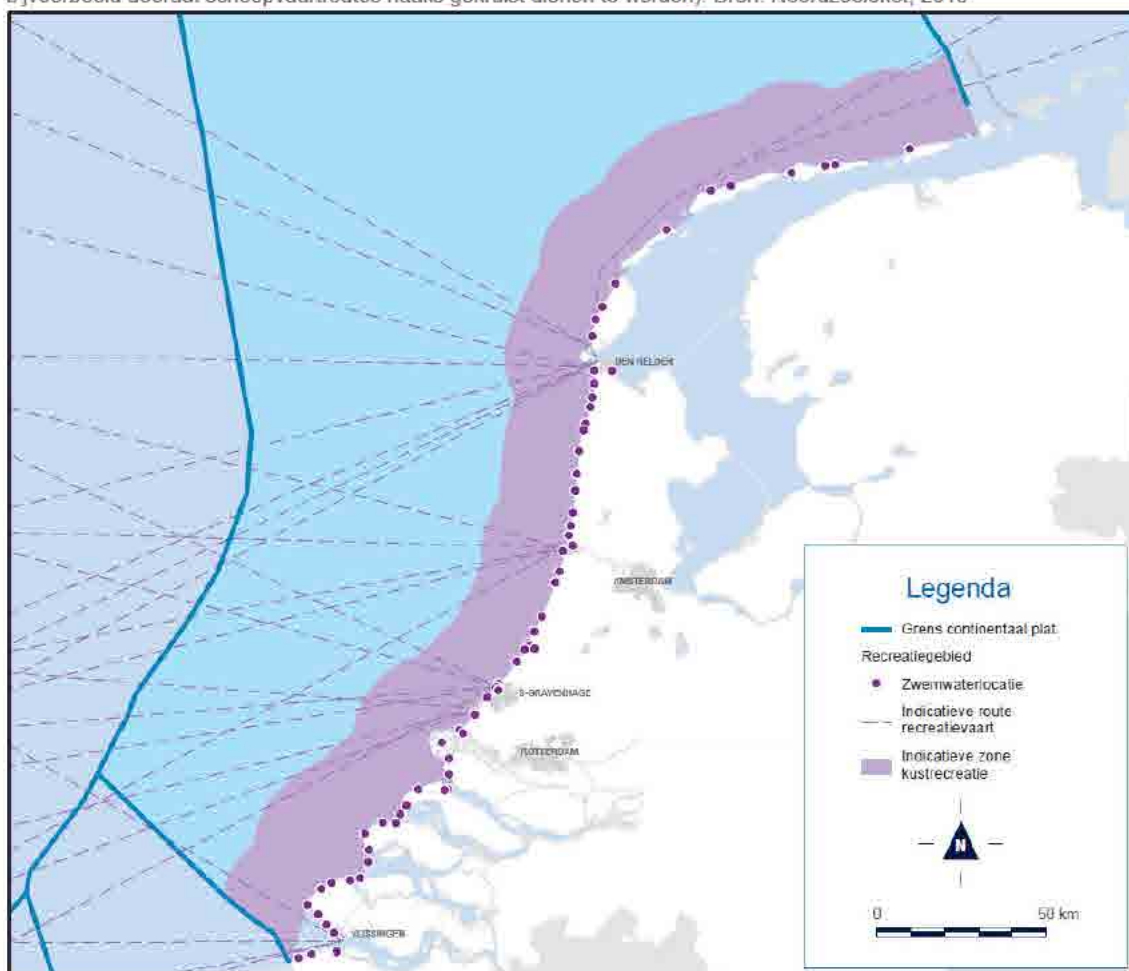
10.13.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Vanaf de kustbadplaatsen zijn windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver niet zichtbaar. Effecten op kustrecreatie kunnen daarom op voorhand worden uitgesloten. De recreatievaart en sportvisserij vanaf boten op de Noordzee kunnen wel effecten ondervinden. De recreatievaart, maar ook de grotere chartervaart, maakt voornamelijk gebruik van een 10 à 20 km brede zone langs de kust. Vanuit onder andere de havens bij Den Helder, IJmuiden, Scheveningen en Hoek van Holland worden er ook oversteken gemaakt naar Engeland met passagiersschepen.

De recreatievaart mag niet van de grote scheepvaarroutes gebruik maken. Voor het oversteken van een scheepvaarroute (verkeersscheidingsstelsel) gelden speciale regels die aanvaringen moeten voorkomen. Het is verplicht de verkeersbaan zo haaks mogelijk over te steken (zonder correctie voor wind en stroom). Dit verkort de vaartijd door het stelsel en het maakt de bedoeling van het kruisende vaartuig duidelijk.

Het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver wordt gebruikt door recreatieve passagiersschepen tussen Nederland en Engeland (zie Figuur 10.22). De windparken zelf zijn, met uitzondering van bestemmingsvaart, niet toegankelijk. In de verkaveling van windenergiegebied IJmuiden Ver is hier rekening mee gehouden door het reserveren van ruimte voor een toekomstige clearway. Deze beoogde passage voor de scheepvaart ligt langs de noordelijke grens van de kavels III en IV en is afgestemd op huidige vaarroutes. Hierdoor is het mogelijk om het windenergiegebied IJmuiden Ver veilig en ongehinderd te passeren. Ook visserijsschepen mogen hiervan gebruik maken.

Figuur 10.22 Indicatieve routes recreatievaart Noordzee (de exacte vaarbewegingen zijn veelal niet in één rechte lijn, bijvoorbeeld doordat scheepvaarroutes haaks gekruist dienen te worden). Bron: Noordzeeloket, 2018



10.13.2 Effectbeschrijving

Effecten tijdens exploitatie, aanleg, verwijdering en onderhoud

Kustrecreatie

Er zijn geen effecten op kustrecreatie, omdat de daarvoor gebruikte gebieden op grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver liggen.

Recreatievaart

Voor recreatievaart is het verboden om te varen binnen het windpark, inclusief een veiligheidszone van 500 meter daaromheen. Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt ver buiten de gebieden die doorgaans voor recreatievaart worden gebruikt, maar kan wel hinder veroorzaken voor passagiersschepen tussen Nederland en Engeland. Desondanks bestaat de kans dat een windpark in kavel II in beperkte mate resulteert in omvaren voor de recreatievaart. Het toewijzen van een clearway, zoals voorgenomen in het Noordzee Akkoord, zal de noodzaak tot omvaren voor een groot deel kunnen mitigeren. De effecten op recreatievaart worden daarom als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). De mogelijke inrichting (alternatief 1 of alternatief 2) van het windpark heeft hier geen invloed op.

Omdat er meer obstakels op zee worden geplaatst waar recreatievaartuigen tegenaan kunnen varen (namelijk de turbines), zal de kans op aanvaringen voor recreatievaart en sportvissers licht toenemen. Dat effect wordt verder in hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid beschreven.

Het windpark kan een aantrekkende werking hebben op recreanten met boten. Dit kan gevaar opleveren wanneer recreanten, in strijd met de regels, te dicht bij de windturbines komen en in aanvaring komen met een windturbine. Dit risico is ten opzichte van het veel grotere vrachttransport (zie hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid) beperkt van omvang, gezien de lagere massa en de grotere wendbaarheid van recreatievaartuigen.

10.14 Cultuurhistorie en archeologie

10.14.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Verspreid over de Noordzee kunnen cultuurhistorische en archeologisch waardevolle objecten op of in de bodem voorkomen. Deze mogelijke archeologische waarden kunnen bijvoorbeeld scheeps- of vliegtuigwrakken zijn. Vaak moet er nog vastgesteld worden of deze objecten daadwerkelijk als archeologische waarden gezien moeten worden en is de locatie ervan niet precies bekend. Tijdens de installatie van windturbines, funderingen en kabels mogen archeologische waarden niet aangetast worden. Wanneer vissers of andere Noordzee gebruikers contact maken met mogelijke archeologische waarden, wordt dit gerapporteerd en opgenomen in een database van Rijkswaterstaat. Het object krijgt daarbij een NCN-nummer toegewezen.

Conform de Erfgoedwet (2016) is het verplicht om archeologisch onderzoek uit te voeren, waarin de aanwezigheid van mogelijke archeologische waarden wordt onderzocht. De eerste stap is het archeologische bureauonderzoek, dat tot doel heeft de archeologische verwachting voor het gebied te bepalen. De resultaten hiervan, en die van het geofysische vervolgonderzoek in het veld, worden hieronder gepresenteerd voor zover zij relevant zijn voor dit MER. Figuur 10.24 geeft de resultaten hiervan weer.

Archeologisch bureauonderzoek

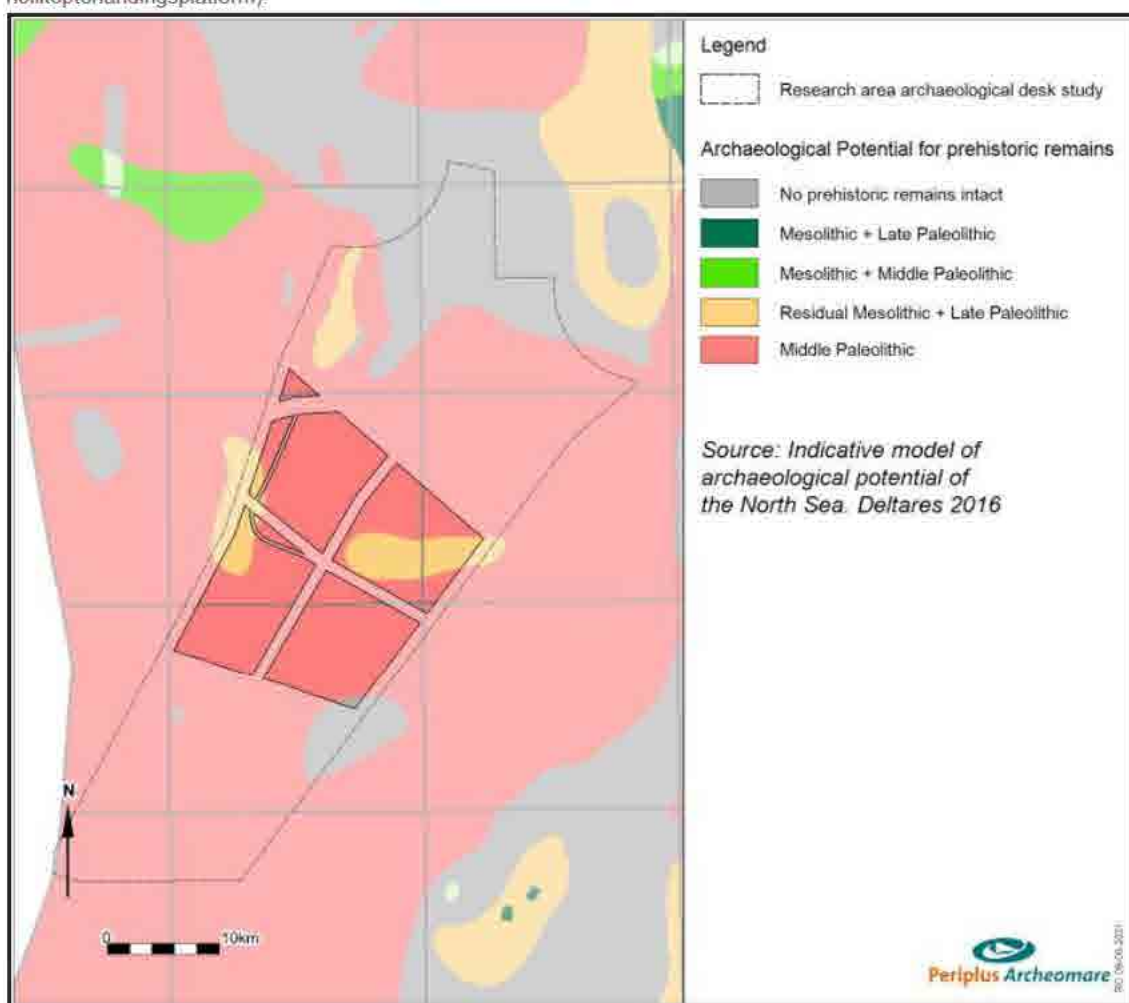
Het windenergiegebied IJmuiden Ver heeft een hoge archeologische verwachting voor de aanwezigheid van (resten van) scheepswrakken en gevechtsvliegtuigen uit de Tweede Wereldoorlog. Het is ook waarschijnlijk dat er plaatselijk goed bewaarde prehistorische landschappen liggen, met hieraan gerelateerde resten van paleolithische en vroeg-mesolithische kampplaatsen.

Er zijn in totaal 37 contacten met mogelijke archeologische waarden gerapporteerd in de directe omgeving van het windenergiegebied IJmuiden Ver. Bij 8 daarvan is vastgesteld dat het object geen archeologische

waarde kent. De overige 29 contacten zijn mogelijk wel van archeologische waarde. Daarnaast zijn er in de Tweede Wereldoorlog veel vliegtuigen in de Noordzee neergestort. Vele honderden daarvan zijn nog niet gelokaliseerd en het is aannemelijk dat deze ook binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver aanwezig zijn.

Figuur 10.23 laat de gebieden zien waar mogelijk prehistorische resten met archeologische waarden verwacht kunnen worden. Het betreffen mogelijke resten uit het late paleolithische en mesolithische tijdperk, waarvan ze naar verwachting voorkomen in de volgende bodemstructuren: de Boxtel Formatie, het Bruine Bank Laagpakket en Stuwallen.

Figuur 10.23 Gebieden met archeologische verwachtingen van prehistorische resten (excl. vrij te houden zone helikopterlandingsplatform).¹⁰⁷



Geofysisch veldonderzoek

Als aanvulling op het archeologische bureauonderzoek is er een geofysisch veldonderzoek uitgevoerd naar de archeologische waarden in windenergiegebied IJmuiden Ver.¹⁰⁷ Hierbij hebben onderzoeksschepen een grote hoeveelheid geofysische data van het gebied verzameld met verschillende

¹⁰⁷ Periplus Archeomare, IJmuiden Ver Wind Farm Zone – an archaeological assessment of geophysical survey data, July 2021.

sensoren (side scan sonar, magnetometer, multibeam echosounder en subbottom profiler). Er is ook gekeken naar de ligging van prehistorische landschappen waar mogelijk archeologische waarden in aanwezig kunnen zijn.

De resultaten geven een aantal concrete aandachtspunten waarmee rekening gehouden moet worden tijdens de aanleg van een windpark in het gebied. Zo bevestigen de onderzoeksdata de locatie van 4 bekende NCN-wrakken die als archeologische waarden gezien moeten worden. Daarnaast zijn er 4 nieuwe, potentieel waardevolle objecten aangetroffen die niet in het bureauonderzoek naar voren kwamen. Er zijn ook 261 magnetische objecten aangetroffen die mogelijk van archeologische waarde zijn. Het onderzoek adviseert om binnen een zone van 100 meter rondom deze locaties geen bodemversturende werkzaamheden uit te voeren.

Er bestaat altijd een kans dat archeologische waarden pas worden ontdekt tijdens de aanleg van een windpark als deze dieper in de bodem liggen. Het onderzoek adviseert om de werkzaamheden onder passieve archeologische begeleiding uit te voeren, waarbij er ten alle tijden een archeoloog opgeroepen kan worden. Daarmee kan vertraging in de aanleg voorkomen worden en worden voldaan aan de Erfgoedwet.

10.14.2 Effectbeschrijving

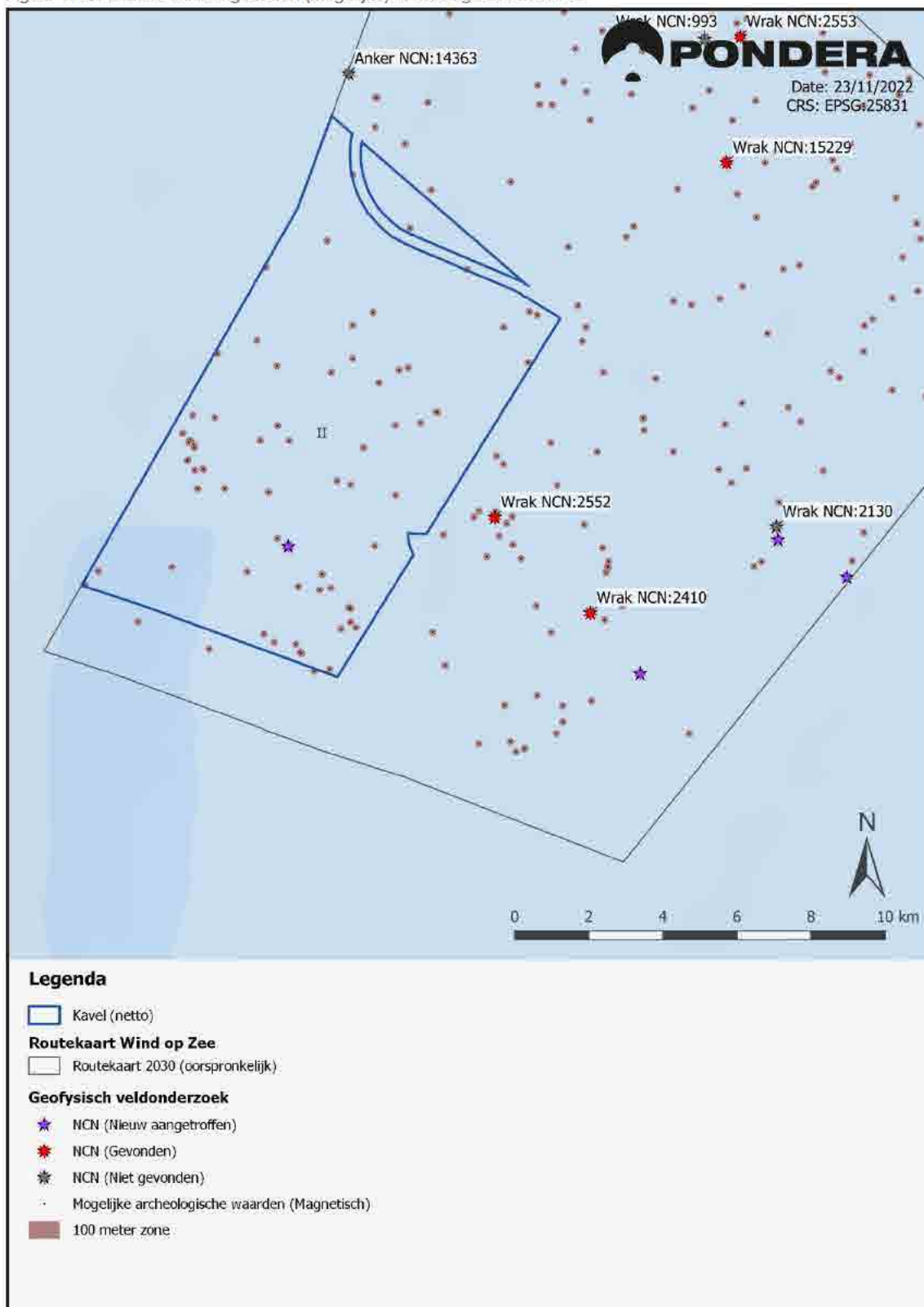
Binnen de kavel zijn verschillende objecten aangetroffen die als (mogelijke) archeologische waarden beschouwd moeten worden (Figuur 10.24). De kans bestaat dat er tijdens de aanleg van het windpark en de parkbekabeling archeologische waarden worden aangetast. Deze kans is, naast aanwezigheid van archeologische waarden, afhankelijk van de diepte van de funderingen en de oppervlakte van de funderingen en de erosiebescherming.

Diepe archeologische waarden kunnen worden aangetast door de oppervlakte van de funderingen die diep de bodem in gaan. De totaaloppervlakte van de funderingen dat diep de bodem in gaat bedraagt minimaal 1.421 m² voor een tripod fundering (15 MW), tot 35.343 m² voor een suction bucket fundering (20 MW) (zie Tabel 10.1). Ten opzichte van de gehele kaveloppervlakte is dit zeer gering. Daarom is de kans dat er tijdens het aanbrengen van de funderingen diepe archeologische resten worden aangetast ook zeer gering.

Ondiepe archeologische resten kunnen door de totaaloppervlakte aan funderingen en erosiebescherming en door het ingraven van de parkbekabeling, worden aangetast. Het toepassen van gravity based funderingen en suction bucket funderingen (20 MW) heeft met 884.000 m² de grootste totaaloppervlakte aan funderingen en erosiebescherming (zie Tabel 10.1). Ook deze oppervlakte is, ten opzichte van de gehele kaveloppervlakte, zeer gering. Bovendien zijn de locaties van ondiepe archeologische waarden bekend.

In een zone van 100 meter rondom (mogelijke) archeologische waarden mogen geen bodemberoerende activiteiten plaatsvinden. Daaronder valt dus ook het plaatsen van windturbines. In overleg met Rijkswaterstaat is het wellicht mogelijk om deze zones voor specifieke situaties te verkleinen. Daarbij bestaat de kans dat deze objecten met mogelijke archeologische waarden niet-gesprongen explosieven (NGE'en) kunnen zijn.

Figuur 10.24 Locatie van aangetroffen (mogelijke) archeologische waarden.¹⁰⁷



Wanneer de zone van 100 meter niet vermeden kan worden, is aanvullend onderzoek nodig om de aard en waarde van het object te bepalen. Als dit aantoont dat het object niet als archeologische waarde wordt beschouwd en dat het niet om een NGE gaat, kan de 100 meter zone op die locatie vrijgegeven worden. Het kan nodig zijn om het object te ruimen. Het risico van NGE'en wordt in paragraaf 10.12 beschreven.

Indien er tijdens de aanleg van het windpark (mogelijk) archeologische waarden worden aangetroffen, dan moet dit worden gemeld aan het bevoegd gezag en de Rijksdienst voor het Cultureel Erfgoed. In overleg met het bevoegd gezag wordt dan bekeken hoe de archeologische resten zo goed mogelijk kunnen worden behouden.

De effecten op cultuurhistorie en archeologie worden voor de kavel licht negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De reden hiervoor is de aanwezigheid van (mogelijke) archeologische waarden en de noodzaak om hier rekening mee te houden. Hoewel er verschillen zijn in effecten tussen beide alternatieven (veel en weinig erosiebescherming), worden beide alternatieven gezien de geringe absolute omvang van de effecten niet onderscheidend beoordeeld.

10.15 Bestaande windparken

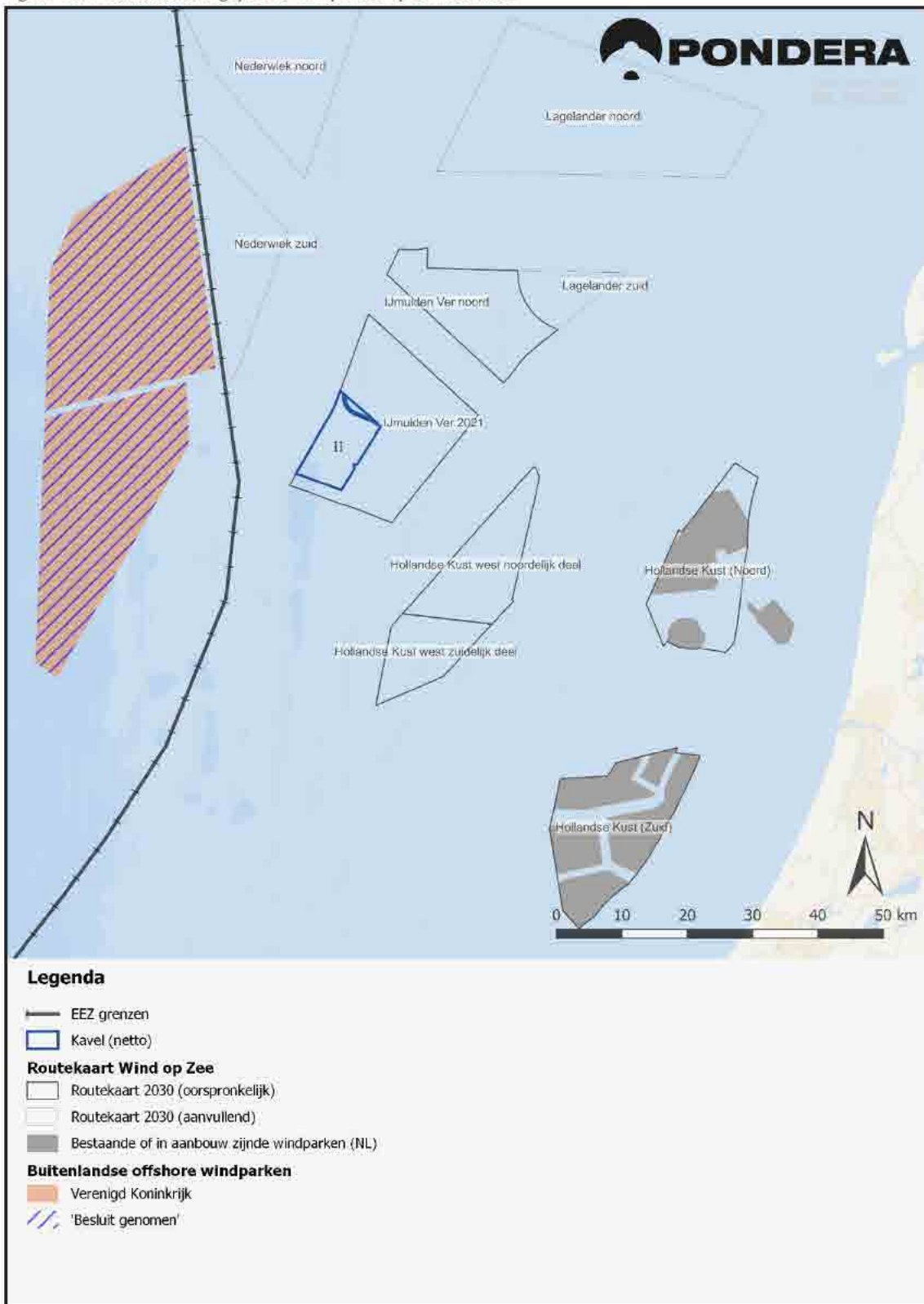
10.15.1 Huidige situatie en autonome ontwikkelingen

Figuur 10.25 laat de bestaande en geplande windparken in de omgeving van windenergiegebied IJmuiden Ver zien. IJmuiden Ver zal in totaal ruimte bieden aan zes windparken van elk 1GW. Deze windparken zullen elkaar onderling beïnvloeden door windafvang. De vier zuidelijke kavels, waar Kavel II er één van is, liggen op korte afstand van elkaar en zullen onderling zorgen voor merkbare windafvang.

De windenergiegebieden Hollandse Kust (west), Nederwiek Zuid en Lagelander Zuid liggen alle binnen een afstand van circa 10 tot 15 kilometer vanaf IJmuiden Ver. Buiten het windenergiegebied bevinden zich over de Britse grens verschillende geplande windparken. Deze locaties liggen op een afstand van circa 15 tot 20 kilometer vanaf windenergiegebied IJmuiden Ver en zullen naar verwachting ook merkbare windafvangeffecten hebben.

De windafvangeffecten op de elektriciteitsopbrengst van bestaande Nederlandse en buitenlandse windparken wordt beschreven in hoofdstuk 11 - Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies.

Figuur 10.25 Bestaande en geplande windparken op de Noordzee.



10.15.2 Effectbeschrijving

Door de relatief korte afstand tot andere geplande windparken zullen er naar verwachting windafvangeffecten plaats vinden welke de opbrengsten negatief kunnen beïnvloeden. Alhoewel er bij de inrichting van windparken enigszins rekening kan worden gehouden met de aanwezigheid van andere windparken en turbines, zullen de windparken op de Noordzee impact hebben op elkaar. In hoofdstuk 11 wordt hier verder op ingegaan bij de cumulatieve effecten. Dit effect wordt beoordeeld als licht negatief (effectbeoordeling: 0/-). De mogelijke inrichting (alternatief 1 of alternatief 2) van het windpark heeft hier enige invloed op, maar niet voldoende voor een onderscheidende beoordeling.

10.16 Effectbeoordeling

Uit de voorgaande paragrafen blijkt dat er effecten optreden op overige gebruiksfuncties. De meeste effecten worden neutraal beoordeeld, omdat deze gering van omvang zijn of op voorhand uit te sluiten. Dit komt mede, doordat er bij de locatiekeuze van de windenergiegebieden al rekening is gehouden met deze gebruiksfuncties. Hieronder volgt een korte beschrijving van de effectbeoordeling per onderwerp. De effectbeoordelingen voor de indelingsalternatieven zijn daarbij niet onderscheidend (alternatief 1 met 67 x 15 MW met tripod funderingen, alternatief 2 met 50 x 20 MW met gravity based of suction bucket funderingen).

Tabel 10.8 laat voor elk onderwerp de effectbeoordeling voor kavel II zien. Uit de beoordeling blijkt dat de indelingsalternatieven niet zorgen voor een verschil in effectbeoordeling. Ten aanzien van de meeste gebruiksfuncties is sprake van geringe effecten en is de effectbeoordeling neutraal. Dit is het geval voor de effecten op mijnbouw, luchtvaart (met uitzondering van helikopterverkeer), zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, scheeps-, wal- en luchtvaartradar, telecommunicatie, militaire activiteiten, en recreatie en toerisme.

De effecten op de visserij als geheel worden licht negatief beoordeeld. De gebiedssluiting van de kavel is gering in vergelijking met het voor vissers beschikbare areaal. Wel is het mogelijk dat individuele vissers grotere effecten ondervinden dan anderen, wanneer zij vaak gebruik maken van visbestekken binnen de kavel. De effecten op kabels en leidingen zijn licht negatief omdat er mogelijk kruisingen moeten plaatsvinden met een verlaten pijpleiding. De effecten voor cultuurhistorie en archeologie zijn ook licht negatief beoordeeld, door de aanwezigheid van (mogelijke) archeologische waarden waar rekening mee gehouden moet worden. Ook is er een licht negatief effect op bestaande windparken door de nabijheid van HKW, waarop beperkte windafvang plaats kan vinden.

Ten aanzien van helikopterverkeer (luchtvaart) en NGE is de beoordeling negatief. De reden hiervoor is dat de kavel door een Helikopter Main Route doorkruist wordt. De komst van een windpark beperkt de minimale vlieghoogte en maakt het noodzakelijk deze te verhogen. Binnen de kavels is de aanwezigheid van NGE'en daarnaast zeer aannemenlijk, waardoor er noodzakelijke maatregelen getroffen moeten worden. Hiermee kunnen de effecten goed gemitigeerd worden.

Tabel 10.8 Effectbeoordeling van de onderzochte onderwerpen van het milieuaspect overige gebruiksfuncties.

Onderwerp	Beoordelingscriterium	Alternatief 1 67 x 15 MW	Alternatief 2 50 x 20MW
Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Mijnbouw	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0
	Interferentie helikopterverkeer	-	-
	Interferentie Kustwacht	0	0
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortlocaties	0	0
Scheeps-, wal- en luchtvaartradar	Interferentie radar	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0/-	0/-
Telecommunicatie	Verstoring straalpaden	0	0
	Interferentie militaire activiteiten	0	0
Militaire activiteiten en NGE	Aanwezigheid niet gesprongen explosieven	-	-
	Beperkingen recreatievaart	0	0
Recreatie en toerisme	Beperkingen kustrecreatie	0	0
	Aantasting archeologische resten	0/-	0/-
Bestaande windparken	Beïnvloeding elektriciteitsopbrengst bestaande windparken	0/-	0/-

10.17 Cumulatie

Uit de voorgaande paragrafen blijkt dat de meeste effecten op de overige gebruiksfuncties als neutraal beoordeeld zijn. Er worden wel (licht) negatieve effecten verwacht ten aanzien van de visserij, helikopterverkeer (luchtvaart), kabels en leidingen, niet gesprongen explosieven (NGE), cultuurhistorie en archeologie en bestaande windparken. In cumulatie kunnen deze effecten sterker worden en ook optreden voor de andere onderwerpen die op zichzelf als neutraal zijn beoordeeld.

In deze paragraaf wordt toegelicht welke effecten, in cumulatie met andere bestaande en middels kavelbesluit vergunde windparken, te verwachten zijn. Deze cumulatieve effecten zijn te verwachten voor de visserij en in mindere mate voor archeologie, NGE en recreatievaart. De cumulatieve effecten van bestaande windparken op de elektriciteitsopbrengst worden in hoofdstuk 11 onderzocht.

Visserij

Bij de komst van meer windparken op zee neemt het totale ruimtebeslag toe. Hierdoor wordt een groter gebied gesloten voor de visserij. In totaal bedragen alle aangewezen windenergiegebieden uit de originele

en aanvullende routekaart windenergie op zee 2030 circa 8% van het NCP.¹⁰⁸ Het gebied dat daardoor verloren gaat voor de visserij betreft gemiddeld gunstige visgronden, waardoor in cumulatie sprake is van beperkte negatieve effecten voor de visserij. Omdat de demersale visserij doorgaans gebruik maakt van kleinere schepen, die minder ver en lang op zee kunnen uitvaren, zal de cumulatieve gebiedssluiting door windparken op het NCP daar meer effect op hebben dan op de pelagische visserij. Bij de locatiekeuze van toekomstige windenergiegebieden worden naar verwachting doorvaartpassages gerealiseerd. Visserijsschepen tot 46 meter mogen hier van gebruik maken waarmee de noodzaak tot omvaren beperkt wordt.

Het toekomstige cumulatieve effect van deze gebiedssluiting voor de visserij wordt mede bepaald door de toekomstige ontwikkelingen in de ecologie van de Noordzee en de beleidsmatige en sociaaleconomische context. De mogelijkheid dat er in de toekomst meer natuurgebieden worden gesloten voor de visserij, en de mogelijke sluiting van Britse wateren na 2025, vergroten dit effect. Het relatieve belang van de visgronden binnen de geplande windenergiegebieden op het NCP zal voor de Nederlandse demersale visserij dan ook toenemen naarmate andere gebieden worden afgesloten en uitwijkmogelijkheden voor de visserij verder worden beperkt.

Archeologie en NGE

Met een groter aantal turbines op de Noordzee wordt ook de kans groter dat archeologische resten worden aangetast of NGE'en worden getroffen. De realisatie van de kavels binnen windenergiegebied IJmuiden Ver vergroot deze kans, al zijn er goede mitigerende maatregelen voor beschikbaar.

Recreatievaart

Voor de recreatievaart zijn de cumulatieve effecten beperkt, omdat deze tot 24 meter wordt toegelaten binnen bepaalde windparken (Prinses Amalia Windpark en Offshore Windpark Egmond aan Zee) en er in sommige andere windparken passagemogelijkheden zijn. Daarbij maakt de recreatievaart met name gebruik maakt van de 10 à 20 km brede zone langs de kust, waardoor gebiedssluitingen verder op zee een beperkt effect hebben.

10.18 Mitigerende maatregelen

Een mogelijke maatregel die de effecten voor de visserijsector kan verzachten is de mogelijkheid voor passieve visserij binnen toekomstige windparken. Echter, onderzoeken laten vooralsnog zien dat voor de betrokken partijen in zijn geheel, de baten momenteel niet op lijken te wegen tegen de kosten.

Door de komst van een windpark in kavel II wordt de separatie-eis van de Helicopter Main Route (HMR) KY650 overschreden. De tiphoogte van turbines binnen de te onderzoeken bandbreedte bedraagt minimaal 261 meter en maximaal 305 meter. Om te voldoen aan een separatie-eis moet de minimale vlieghoogte met minimaal 111 meter en maximaal 155 meter worden verhoogd. Mitigerende maatregelen voor de interferentie op het helikopterverkeer, zoals het verplaatsen van de HMR of het aanpassen (verhogen) van de minimale vlieghoogte, zijn daarom nodig.

Ten aanzien van NGE is veldonderzoek nodig om de veiligheid te garanderen. De locatie van een windturbine en de ligging van pakbekabeling kan hier vervolgens op worden aangepast (micro-siting). Als

¹⁰⁸ Waarvan: 0,60% Borssele, 0,62% Hollandse Kust (zuid), 0,51% Hollandse Kust (noord), 0,59% Hollandse kust (west), 0,27% Ten noorden van de Wadden (totaal), 0,81% IJmuiden Ver, 0,42% IJmuiden Ver Noord, 0,99% Doordewind, 1,48% Lagelander, 1,66% Nederwiek.

dat niet mogelijk is moet het explosief worden geruimd. Zie voor de aanbevelingen het uitgevoerde bureauonderzoek van REASeuro¹⁰⁶. De negatieve effecten kunnen hiermee volledig gemitigeerd worden waardoor de effectbeoordeling neutraal wordt (effectbeoordeling: 0). Ten aanzien van archeologische waarden kan aantasting ook voorkomen worden door micro-siting.

10.19 Leemten in kennis

Het is nog niet volledig bekend hoe de luchtverkeersveiligheid van het helikopterverkeer van en naar het helikopterlandingsplatform op de TenneT platforms binnen IJmuiden Ver onderzocht of gewaarborgd worden. Het uitgangspunt is wel dat de hiervoor vrijgehouden ruimte, die in overeenstemming met TenneT is vastgesteld, voldoende is

Buiten de reeds genoemde onderwerpen waarop nader onderzoek plaatsvindt, zijn er voor het milieuaspect overige gebruiksfuncties geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving in dit MER.

11 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

11.1 Inleiding

De reden voor het bouwen van windparken op zee is de hernieuwbare elektriciteit die zij opwekken en de uitstoot van schadelijke (broeikasgassen) die daardoor vermeden wordt. Hoe hoger de elektriciteitsopbrengst, hoe beter. In tegenstelling tot de meeste andere hoofdstukken, is het onderzochte milieueffect in dit hoofdstuk dan ook positief van aard.

De hoeveelheid vermeden emissies houdt direct verband met de hoeveelheid opgewekte elektriciteit van een windpark. Hoe meer hernieuwbare elektriciteit een windpark opwekt, hoe minder niet-hernieuwbare elektriciteit door conventionele (fossiele) energiecentrales opgewekt hoeft te worden. En, hoe minder elektriciteit deze energiecentrales opwekken, hoe minder schadelijke (broeikasgas) emissies zij uitstoten.

De belangrijkste beperkende factor in de elektriciteitsopbrengst van windparken op zee is de maximale capaciteit van de aansluiting op het landelijke elektriciteitsnet. Deze bepaalt immers hoeveel van de opgewekte elektriciteit er daadwerkelijk getransporteerd en gebruikt kan worden. Voor de kavels in windenergiegebied IJmuiden Ver is de aansluitcapaciteit vastgesteld op ca. 1 Gigawatt (GW). Het totaal opgestelde vermogen van de windparken binnen deze kavels zal daar dan ook mee overeenkomen.

Daarnaast is de elektriciteitsopbrengst afhankelijk van het aantal turbines en hun maximale vermogen, het windklimaat, maar ook de opstelling en onderlinge tussenafstand van de turbines. Wanneer veel turbines erg dicht op elkaar staan zorgt dit bijvoorbeeld voor een hogere “windafvang”. Windturbines die verderop in de wind staan, kunnen daardoor minder elektriciteit opwekken.

Ondanks de complexe samenhang tussen deze verschillende factoren, kan er nog vóór de bouw van een windpark op zee een goede indicatie van de elektriciteitsopbrengst, en de daardoor vermeden emissies, worden gegeven. Voor dit MER zijn er opbrengstberekeringen voor twee situaties uitgevoerd. De eerste doorgerekende situatie betreft de huidige situatie inclusief een windpark in Kavel II, de tweede betreft een cumulatiesituatie waarbij additioneel nabijgelegen windparken zijn meegenomen waarover nog geen definitief besluit is genomen.

Hierna wordt voor kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver beschreven voor welk alternatief er is gekozen binnen de bandbreedte, volgens welk beoordelingskader dit alternatief onderzocht wordt, en ten opzichte van welk nulalternatief de beoordeling plaatsvindt. Vervolgens worden de effecten beschreven en beoordeeld, en wordt stilgestaan bij cumulatie-effecten en eventuele mitigerende maatregelen en leemten in kennis.

11.2 Te beschouwen bandbreedte en alternatieven

De fysieke omvang van een windpark bepaalt voor een belangrijk deel de negatieve milieueffecten die door het windpark optreden. In de te beschouwen bandbreedte voor dit MER staan dan ook met name onderwerpen die hierop betrekking hebben, zoals het maximaal aantal turbines per kavel of de maximale rotordiameter. Hoewel deze onderwerpen ook invloed hebben op de elektriciteitsopbrengst, hangt deze met name af van het totaal opgesteld vermogen van ca. 1 GW per kavel.

In eerdere MER's is gebleken dat het voor de elektriciteitsopbrengst niet significant is of er 1GW aan opgesteld vermogen wordt gehaald met een hoger aantal kleinere turbines (67 x 15 MW = 1.005MW), of met een kleiner aantal grotere turbines (50 x 20 MW = 1.000 MW). Daarom wordt er in dit hoofdstuk één enkel alternatief binnen de bandbreedte van dit MER onderzocht. De kenmerken van het alternatief staan in Tabel 11.1 en zijn gebruikt als invoer voor het rekenmodel van de opbrengstberekening.

Er is gekozen voor een alternatief met het maximaal mogelijke aantal turbines met een nominaal vermogen van 15 MW per turbine. Op het moment van schrijven is er nog vrijwel geen praktijkervaring of gebruiksdata van 15 MW turbines. Daarom is er in de berekeningen gebruik gemaakt van de turbinekenmerken die door de IEA zijn opgesteld voor een 15 MW referentie(onderzoeks-)turbine met een rotordiameter van 240 meter en een ashoogte van 150 meter (Offshore reference-15.000 IEA).

Tabel 11.1 Onderzocht alternatief voor Elektriciteitsopbrengst en Vermeden emissies

Onderwerp	Bandbreedte MER	Alternatief 15 MW
Aantal turbines	Maximaal 67	67
Windturbine type (referentie)	n.v.t.	Offshore reference-15.000 (IEA)
Nominaal vermogen van windturbine	Minimaal 15 MW	15 MW
Rotordiameter	236 – 280 m	240 m
Tiplaagte	Minimaal 25 m	30 m
Tiphoogte	Maximaal 305 m	270 m
Ashoogte	n.v.t.	150 m

Voor de ontwikkeling van windenergie geldt dat het maximale nominale vermogen van de nieuwste generatie windturbines steeds verder toeneemt. De vermogensdichtheid van het rotoroppervlak geeft een relatie tussen rotordiameter en het nominaal vermogen van een turbine. Tabel 11.2 laat deze relatie zien voor verschillende afmetingen en vermogens en biedt een houvast voor mogelijke afmetingen die toekomstige turbines met een nominaal vermogen tot 20 MW kunnen hebben.

De gekozen referentieturbine, met een nominaal vermogen van 15 MW en een rotordiameter van 240 meter heeft een vermogensdichtheid van ca. 330 tot 340 W/m². Een 20 MW turbine met een vergelijkbare vermogensdichtheid zal dan een rotordiameter van circa 278 tot 274 meter kennen.

Tabel 11.2 Relatie tussen rotordiameter, nominaal vermogen, en de vermogensdichtheid van het rotoroppervlak. Rotordiameters buiten de bandbreedte van dit MER zijn grijs gearceerd. Bron: ECN.

Vermogensdichtheid rotoroppervlak (W/m ²)	Nominaal vermogen van turbine					
	15 MW	16 MW	17 MW	18 MW	19 MW	20 MW
250	276	285	289	297	305	313
260	271	280	289	297	305	313
270	266	275	283	291	299	307
280	261	270	278	286	294	302
290	257	265	273	281	289	296
300	252	261	269	276	284	291
310	248	256	264	272	279	287
320	244	252	260	268	275	282
330	241	248	256	264	271	278
340	237	245	252	260	267	274
350	234	241	249	256	263	270
360	230	238	245	252	259	266
370	227	235	242	249	256	262
380	224	232	239	246	252	259
390	221	229	236	242	249	256
400	219	226	233	239	246	252
410	216	223	230	236	243	249
420	213	220	227	234	240	246
430	211	218	224	231	237	243
440	208	215	222	228	234	241
450	206	213	219	226	232	238
460	204	210	217	223	229	235
470	202	208	215	221	227	233
480	199	206	212	219	224	230
490	197	204	210	216	222	228
500	195	202	208	214	220	226
510	194	200	206	212	218	223
520	192	198	204	210	216	221

11.3 Beoordelingskader

De beoordelingscriteria die gebruikt worden om de effecten op de elektriciteitsopbrengst en de vermeden emissies te beoordelen staan in Tabel 11.3 en zijn kwantitatief van aard.

Tabel 11.3 Overzicht deelaspecten en beoordelingscriteria voor Elektriciteitsopbrengst en Vermeden emissies

Deelaspecten	Beoordelingscriteria
Elektriciteitsopbrengst	Elektriciteitsopbrengst [MWh per jaar]
	CO ₂ -emissie reductie [ton per jaar]
Vermeden emissies	SO ₂ -emissie reductie [ton per jaar]
	NO _x -emissie reductie [ton per jaar]

11.4 Berekende situaties

Een windpark in Kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver kan door 'windafvang' negatieve effecten hebben op de opbrengst van andere windparken op zee. Op diezelfde wijze kan een windpark in Kavel II dit ook ondervinden van andere parken. Het wel of niet meenemen van deze windparken in de opbrengstberekeringen kan de berekende elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies beïnvloeden.

In de berekeningen wordt daarom rekening gehouden met twee scenario's. De huidige situatie omvat alle windparken die gerealiseerd of in aanbouw zijn, of waarvoor een definitief kavelbesluit is genomen. Omdat het effect van windparken die verder liggen dan 50 kilometer minimaal is, worden die niet in de berekening meegenomen. Van alle Nederlandse windparken binnen 50 kilometer zijn op het moment van schrijven enkel voor het noordelijke deel van Hollandse kust (west) definitieve kavelbesluiten genomen.

De cumulatiesituatie omvat alle windparken uit de Routekaart 2030, en de ontwikkelingen in het buitenland. Ook voor de cumulatiesituatie geldt dat windparken verder dan 50 kilometer niet zijn meegenomen.

In de huidige situatie zijn, naast het windpark in Kavel II, windparken in twee gebieden meegenomen:

- het noordelijke deel van windenergiegebied Hollandse kust (west) met een opgesteld vermogen van 1,42 GW
- het Engels windenergiegebied Wind Farm East Anglia 3 met een opgesteld vermogen van 1,4 GW¹⁰⁹.

In de cumulatiesituatie zijn, naast de windparken uit de huidige situatie, ook de windparken in de volgende windenergiegebieden meegenomen:

- de overige drie kavels binnen windenergiegebied IJmuiden Ver met een gezamenlijk opgesteld vermogen van 3 GW,
- twee kavels binnen windenergiegebied IJmuiden Ver noord met een gezamenlijk opgesteld vermogen van 2 GW,
- een kavel binnen het zuidelijke deel van windenergiegebied Hollandse kust (west) met een opgesteld vermogen van 760 MW,
- het windenergiegebied Nederwiek Zuid met een opgesteld vermogen van 2 GW, en

¹⁰⁹ WF East Anglia 3 heeft de status "Consented". Bron: <https://www.thecrownestate.co.uk/en-gb/what-we-do/asset-map/>, geraadpleegd 13-04-2022

- twee Britse windenergiegebieden binnen Norfolk Vanguard East en Norfolk Boreas met een opgesteld vermogen van 3,6 GW (twee keer 1,8 GW).

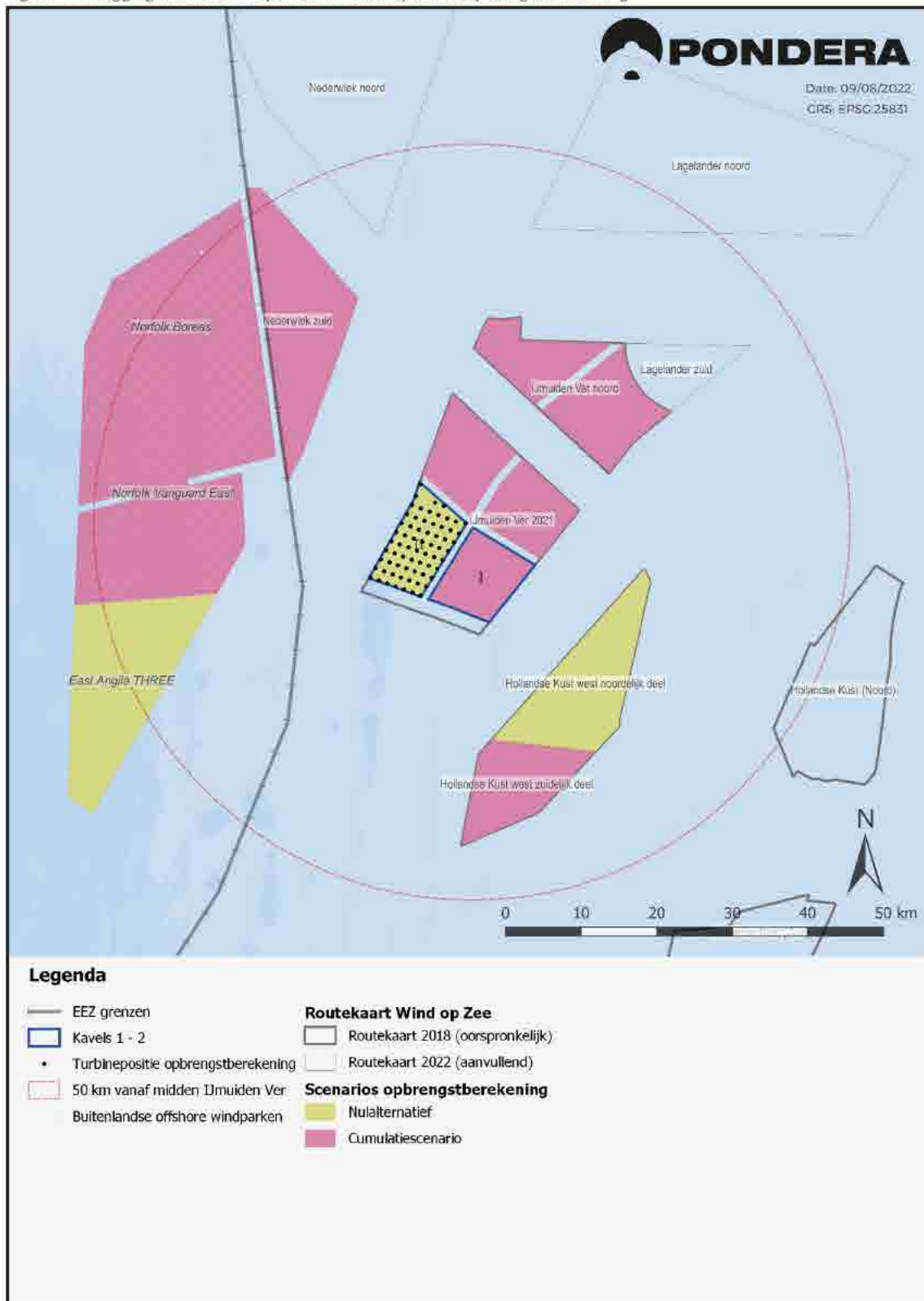
In Tabel 11.4 is aangegeven welke windparken in de opbrengstberekeringen zijn meegenomen voor de huidige situatie, inclusief een windpark in Kavel II. Ook is er aangegeven welke windparken er daarnaast zijn meegenomen in de opbrengstberekening van de cumulatiesituatie (zie ook 11.7 Cumulatie).

Tabel 11.4 Kavels van windenergiegebieden op zee die onderdeel zijn van het nulalternatief of het cumulatiescenario

Windenergiegebied, kavel(s)	Land	Opgesteld vermogen	Meegenomen in
IJmuiden Ver Kavel II	NL	1 GW	Huidige situatie + cumulatiesituatie
Wind Farm East Anglia 3	GB	1,4 GW	Huidige situatie + cumulatiesituatie
Hollandse Kust (west) kavel VI - VII	NL	1,42 GW	Huidige situatie + cumulatiesituatie
Hollandse Kust (west) kavel VIII ¹¹⁰	NL	0,76 GW	Cumulatiesituatie
IJmuiden Ver Kavel I-III-IV	NL	3 GW	Cumulatiesituatie
IJmuiden Ver Noord kavel V-VI	NL	2 GW	Cumulatiesituatie
Nederwiek Zuid	NL	2 GW	Cumulatiesituatie
Norfolk Vanguard East	GB	1,8 GW	Cumulatiesituatie
Norfolk Boreas	GB	1,8 GW	Cumulatiesituatie

¹¹⁰ De tenderdatum voor dit windenergiegebied is indicatief.

Figuur 11.1 Ligging Offshore windparken en turbineposities opbrengstberekening



11.5 Effectbeschrijving

Het vermogen van een windturbine wordt uitgedrukt in megawatt (MW). De netto elektriciteitsopbrengst van een windturbine wordt uitgedrukt in MWh of kWh en hangt hoofdzakelijk af van een aantal factoren:

- De locatie van de turbine: op open zee waait het harder dan op land;
- Het rotoroppervlak: hoe langer de bladen, des te groter het rotoroppervlak en hoe meer wind wordt omgezet in elektriciteit;
- Oriëntatie van de opstelling ten opzichte van de overheersende windrichting (zuidwesten) en onderlinge afstand tussen de windturbines bepalen de mate waarin de ene windturbine wind afvangt voor de andere (zogeffect);
- De hoogte van de windturbine: op grotere hoogte waait het harder en is de windstroom minder turbulent.

De afstand tussen de turbines en de oriëntatie van het windpark zijn bepalende factoren voor de 'windafvang'. Dit zogenaamde zogeffect (of wake-effect) is het effect waarbij het windveld van een turbine wordt verstoord door de aanwezigheid van andere turbines. Door zogeffecten neemt de opbrengst van een windpark af. Zogeffecten worden kleiner naarmate de afstand tussen windturbines groter wordt. De te verwachten energieopbrengst is tevens afhankelijk van de bedrijfszekerheid van de windturbines en hangt mede af van weersomstandigheden en seizoenen (het windklimaat).

11.5.1 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

Om de vergelijking tussen hernieuwbare en conventionele (fossiele) energiebronnen te maken voor wat betreft reductie van schadelijke (broeikasgas) emissies, wordt de substitutiemethode van RVO gebruikt zoals beschreven in het Protocol Monitoring Hernieuwbare Energie – Herziening 20152. Met deze methode wordt elke bijdrage van een hernieuwbare energiebron teruggerekend naar de theoretische energie-inhoud van de te vervangen conventionele energiebron. Dit is het vermeden verbruik van fossiele primaire energie.

Deze substitutiemethode maakt het mogelijk de verschillende energiebronnen (en ook warmte, elektriciteit en gas) op gelijke basis met elkaar te vergelijken en sluit aan bij de gedachte dat het verbruik van hernieuwbare energie vooral als gewenst wordt gezien vanwege het vermijden van het verbruik van fossiele primaire energie en de gerelateerde broeikasgasemissies. De reductie van CO₂, NO_x en SO₂ wordt bepaald aan de hand van de elektriciteitsopbrengst en emissiefactoren per hoeveelheid geproduceerde energie. De in dit hoofdstuk gebruikte kentallen en toelichting zijn weergegeven in Tabel 11.5.

Tabel 11.5 Kentallen substitutiemethode vermeden emissies

Kentallen	Waarde	Toelichting
Elektriciteitsverbruik per woning	2.730 kWh per jaar	Woning is gedefinieerd als BAG-object met woonfunctie. (CBS, referentiejaar 2021).
Rendement elektriciteitscentrales	46,9 %	Elektrisch rendement op primaire fossiele energie (Lower Heating Value). (CBS, referentiejaar 2019).
Emissiefactor CO2	64,0 kg/GJ	Uitstoot per GJ geproduceerde primaire energie door centrale, stationaire energiebronnen. (CBS, referentiejaar 2019).
Emissiefactor NOx	0,03 kg/GJ	Uitstoot per GJ geproduceerde primaire energie door centrale, stationaire energiebronnen. (CBS, referentiejaar 2019).
Emissiefactor SO2	0,02 kg/GJ	Uitstoot per GJ geproduceerde primaire energie door centrale, stationaire energiebronnen. (CBS, referentiejaar 2019).

In Tabel 11.6 is de energieopbrengst van het onderzochte alternatief weergegeven. Ook de emissiereductie van CO₂, NO_x en SO₂ zijn berekend en zijn uitgedrukt in ton per jaar. De energieopbrengstwaarden zijn berekend met het rekenmodel WindPro en zijn hier nadrukkelijk ter indicatie opgenomen, aangezien de opbrengst afhankelijk is van het daadwerkelijk te bouwen windturbintype en de uitgangspunten als parkeffecten en windsnelheid.

Bij de bepaling van de energieopbrengst wordt onderscheid gemaakt tussen bruto-, park- en netto energieopbrengst. De bruto energieopbrengst is de opbrengst zonder (omgeving gerelateerde) opbrengstverliezen. De park energieopbrengst neemt alleen de verliezen door zogeffecten mee. In bijlage 10 zijn de berekeningen van de bruto- en park energieopbrengst uit WindPro opgenomen. Naast zogeffecten leiden andere factoren ook tot opbrengstverliezen. Op basis van expert judgement zijn verliespercentages ingeschat. Dit zijn schattingen op basis van ervaring bij andere windparken. De netto energieopbrengst houdt rekening met al deze verliespercentages.

Tabel 11.6 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies op basis van de gekozen referentieturbine (daadwerkelijke turbinekeuze vindt later plaats door de vergunninghouder).

Onderwerp	Resultaat Alternatief 15 MW
Gemiddelde windsnelheid op ashoogte	10,2 m/s
Bruto elektriciteitsopbrengst	5.484.272 MWh/j
Zogverlies	12,4 %
Park elektriciteitsopbrengst	4.805.816 MWh/j
Beschikbaarheidsverliezen	5,2 %
Prestatieverliezen	2,0 %
Elektraverliezen	3,6 %
Omgevingsverliezen	2,5 %
Curtaiment-verliezen	0 %
Totale verliezen t.o.v. bruto opbrengst ¹¹¹	23,5 %
Netto elektriciteitsopbrengst	4.198.150 MWh/j

¹¹¹ Het totale verliespercentage is niet gelijk aan de som, maar aan het product van individuele verliezen. Dit komt doordat de verliezen onderling afhankelijk zijn. Het totale verliespercentage wordt gevonden met de volgende formule: Totale verliezen = 1-(1-P1)*(1-P2)*...*(1-Px) met Px = individueel opbrengstverlies X uitgedrukt in %.

CO ₂ -reductie	1.839.868 ton/j
NO _x -reductie	1.090 ton/j
SO ₂ -reductie	635 ton/j

11.5.2 Benodigde energie voor productie, bouw, onderhoud en verwijdering

Het bouwen, onderhouden en verwijderen van een windpark kost energie en heeft daarmee een impact op het milieu. Al binnen één jaar tijd heeft een windpark méér energie opgewekt dan er wordt gebruikt in zijn hele levenscyclus. Deze energetische terugverdientijd van windturbines en windparken wordt door al een ruime tijd door verschillende (wetenschappelijke) bronnen bevestigd.^{112,113,114}

Ter indicatie, Siemens Gamesa Renewable Energy heeft voor offshore windpark met 8 MW turbines een levenscyclusbeoordeling (Life Cycle Assessment – LCA) uit gevoerd volgens internationale standaarden.¹¹⁵ Daarbij wordt bekeken welke energie en materialen er gedurende de hele levenscyclus van het windpark nodig zijn, en welke milieu-impact die hebben. Daaruit blijkt een energetische terugverdientijd van circa 7 maanden. Tijdens de hele levenscyclus produceert het windpark ruim 40 keer meer energie dan het gebruikt. Zolang in de levenscyclus ook fossiele brandstoffen worden gebruikt heeft windenergie een kleine, indirecte CO₂ uitstoot.

De CO₂ uitstoot over de hele levenscyclus van het hierboven onderzochte windpark bedraagt 6 gram per kWh. Voor kolencentrales ligt dit circa tussen de 700 en 1.700 gCO₂eq/kWh, en voor gascentrales tussen de 300 en 900 gCO₂eq/kWh.¹¹⁶ Van de totale milieu-impact van het onderzochte windpark, uitgedrukt in gram CO₂-equivalent per kWh, is 71% afkomstig van het winnen van grondstoffen en de verwerking ervan tot de juiste materialen, met name staalproductie (44%). Het bouwen van de componenten heeft hierin een bijdrage van 6%, en de installatie en exploitatie 23%. De ontmanteling van het windpark kan deze milieu-impact met bijna 20% reduceren wanneer de gebruikte materialen gerecycled worden. Voor een verdere reductie zijn afspraken tussen alle partijen in de waardeketen nodig.

11.5.3 Bijdrage aan Nederlandse doelstelling voor duurzame energie

Het aandeel hernieuwbare energie in het totale energieverbruik bedroeg 11,5% in 2020¹¹⁷. De Rijksoverheid wil het percentage duurzame energie laten groeien. De Rijksoverheid heeft zich tot doel gesteld in 2023 16% van de verbruikte energie duurzaam op te wekken.

¹¹² Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: Int. J. Sustainable Manufacturing, Vol. 3, No. 2, 2014, <http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf>

¹¹³ Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: Int. J. Sustainable Manufacturing, Vol. 3, No. 2, 2014, <http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf>

¹¹⁴ Banou, A., Laurent, A., & Olsen, S. I. (2016). Life cycle assessment of onshore and offshore wind energy - from theory to application. Applied Energy, 180, 327-337. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.058>

¹¹⁵ Simens Gamesa Renewable Energy, A clean energy solution – from cradle to grave, Environmental Product Declaration SG 8.0-167 DD.

¹¹⁶ IPCC 2014, Chapter 7 – Energy Systems. Bron: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_chapter7.pdf Geraadpleegd 10-08-2022.

¹¹⁷ Hernieuwbare energie; verbruik naar energiebron, techniek en toepassing. Bron: <https://www.cbs.nl/nl-nl/c/jfers/detail/84917NED>. Geraadpleegd 13-04-2022

Voor het berekenen van de bijdrage van het windpark aan een duurzame energieproductie is uitgegaan van het verbruik in 2020. Toen bedroeg het landelijke energieverbruik 1.994 PJ (waarvan ca. één vijfde elektriciteit). Dit is gelijk aan 540 TWh en wordt ook wel het totaal bruto energetisch eindverbruik genoemd. Kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver levert met een energieproductie van 4.195 GWh (Alternatief 15 MW) een extra bijdrage van 0,78 %-punt aan een duurzame energieproductie (t.o.v. van 2020) en komt overeen met het elektriciteitsverbruik van circa 1.538.000 huishoudens¹¹⁸.

11.6 Effectbeoordeling

De effecten op de deelaspecten elektriciteitsopbrengst en vermeden emissie worden zeer positief beoordeeld (effectbeoordeling: ++), zie Tabel 11.7.

Tabel 11.7 Overzicht effectbeoordeling elektriciteitsopbrengst en emissiereductie zonder mitigatie

Deelaspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling Alternatief 15 MW
Elektriciteitsopbrengst	Elektriciteitsopbrengst	++
	CO ₂ -emissie reductie	++
Vermeden emissies	SO ₂ -emissie reductie	++
	NO _x -emissie reductie	++

11.7 Cumulatie

Bij de verdere invulling van windenergiegebieden op de Nederlandse en Britse Noordzee zal de productie van duurzame energie verder toenemen. In cumulatie treden dan ook meer positieve effecten op ten aanzien van de elektriciteitsopbrengst en de vermeden emissies.

Echter, door de toename aan windparken in elkaars nabijheid nemen onderlinge zogeffecten toe. Hierdoor kunnen de elektriciteitsopbrengst, en daarmee de positieve effecten, verminderen. Om deze effecten te kunnen duiden is er een tweede opbrengstberekening uitgevoerd. Die berekening gaat niet uit van de huidige situatie, maar van de cumulatiesituatie. In Tabel 11.4 is opgenomen welke Nederlandse en Britse windparken onder dit scenario vallen.

De resultaten in Tabel 11.8 laten, ten opzichte van de huidige situatie, een toename in zogverlies zien voor kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Door de toename van die zogeffecten is ook de elektriciteitsopbrengst en hoeveelheid vermeden emissies kleiner. Het aantal vollasturen per jaar neemt af van 4.177 tot 3.866 dankzij de 'windafvang' van andere windparken. De zogverliezen zijn met 6,5 %-punt toegenomen van 12,4% tot 18,9%, en de Netto elektriciteitsopbrengst neemt af met 7,5% van 4.198 GWh/j tot 3.886 GWh/j. De hoeveelheid vermeden emissie neemt hierdoor ook af met 7,5%.

Onzekerheid berekening zogverliezen

Voor de berekening van de zogverliezen is gebruikt gemaakt van de beschikbare wake-modellen binnen windPRO. Deze zijn met name geschikt voor het modelleren van zogverlies (wakes) binnen kleinere

¹¹⁸ Dit is niet hetzelfde als dat de elektriciteit ook daadwerkelijk naar zoveel huishoudens toegaat en wordt gebruikt door huishouders. Dit geeft een indicatie van de omvang van de opwek, maar de elektriciteit zal het openbare elektriciteitsnetwerk voeden en worden afgenomen door in potentie alle elektriciteitsgebruikers die op het openbare elektriciteitsnetwerk zijn aangesloten.

windparken, en minder geschikt voor de cumulatieve opbrengstberekening zoals hierboven. Hoewel deze modellen zich blijven verbeteren, neemt de complexiteit van de berekeningen snel toe naarmate er een groter gebied wordt gemodelleerd waarin de opeenstapeling van wake-effecten minder goed kan worden gemodelleerd.

De praktijk leert dat de wake-verliezen in deze gevallen vaak worden onderschat, zowel in lengte van de wake als in intensiteit. De genoemde resultaten zijn gebaseerd op het PARK-2 model. Dit model is gevalideerd op basis van productiedata van bestaande windparken en heeft daardoor een empirische grondslag. Om de onzekerheid binnen de wake-modellering te tonen is een tweede model (Ainslie) gebruikt. Dit leidt tot een verschil van 2,07% op windparkniveau.

Binnen de windenergie-sector vindt veel en grootschalig onderzoek plaats om de offshore gebieden beter te kunnen modelleren en de onderliggende, vaak complexe, fysische processen beter te begrijpen. Dit toont aan dat er nog geen consensus bestaat welke methodiek het meest nauwkeurig en geschikt is. Voor het huidige MER is het doel om de verschillen aan te tonen tussen scenario's. De gebruikte modellen zijn hiervoor voldoende geschikt.

Tabel 11.8 Cumulatiescenario: elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies op basis van de gekozen referentieturbine (daadwerkelijke turbinekeuze vindt later plaats door de vergunninghouder)

Onderwerp	Resultaat Alternatief 15 MW Cumulatie
Gemiddelde windsnelheid op ashoogte	10,2 m/s
Bruto elektriciteitsopbrengst	5.484.272 MWh/j
Zogverlies	18,9 %
Park elektriciteitsopbrengst	4.447.892 MWh/j
Beschikbaarheidsverliezen	5,2 %
Prestatieverliezen	2,0 %
Elektraverliezen	3,6 %
Omgevingsverliezen	2,5 %
Curtailement-verliezen	0 %
Totale verliezen t.o.v. bruto opbrengst ¹⁹	29,2 %
Netto elektriciteitsopbrengst	3.885.513 MWh/j
CO ₂ -reductie	1.886.833 ton/j
NO _x -reductie	1.009 ton/j
SO ₂ -reductie	587 ton/j

11.8 Mitigerende maatregelen

Het milieuaspect elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies kent enkel positieve milieu effecten.

Daarom bestaan er geen mitigerende maatregelen. Wel is het mogelijk dat mitigerende maatregelen ten behoeve van andere milieuaspecten leiden tot een lagere opbrengst, bijvoorbeeld door

¹⁹ Het totale verliespercentage is niet gelijk aan de som, maar aan het product van individuele verliezen. Dit komt doordat de verliezen onderling afhankelijk zijn. Het totale verliespercentage wordt gevonden met de volgende formule: Totale verliezen = $1 - (1 - P_1) * (1 - P_2) * \dots * (1 - P_x)$ met P_x = individueel opbrengstverlies X uitgedrukt in %.

stilstandvoorzieningen. Naar verwachting is het effect van deze maatregelen op de elektriciteitsopbrengst echter gering in verhouding tot de totale opbrengst van het windpark.

11.9 Leemten in kennis

Het milieuaspect elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies kent significante leemten in kennis. Naar verwachting geven de opbrengstberekeringen in dit hoofdstuk een goede indicatie van de werkelijk te behalen opbrengst. Met een windmeetcampagne kan een meer accurate benadering van het windklimaat worden gesimuleerd die leidt betrouwbaardere resultaten, echter zijn deze niet beschikbaar op het moment van schrijven en zal deze naar verwachting door de uiteindelijke vergunninghouder worden uitgevoerd. Ook zijn er momenteel geen gegevens van daadwerkelijk in productie zijnde 15 MW offshore turbines beschikbaar. Er in de berekeningen gebruik gemaakt van de turbinekenmerken die door de IEA zijn opgesteld voor een fictieve, 15 MW onderzoeks-turbine (Offshore reference-15.000 IEA). Het gebruik hiervan leidt naar verwachting niet tot significant andere resultaten.

12 Conclusie

12.1 Inleiding

Dit hoofdstuk geeft een conclusie van dit MER. In paragraaf 12.2 is kort het wettelijk kader aangegeven waaraan de bevindingen van de effectbeoordeling in de voorgaande hoofdstukken getoetst zijn. Paragraaf 12.3 geeft een overzicht van de milieubeoordeling. Paragraaf 12.4 gaat in op de cumulatie van effecten, en paragraaf 12.5 licht de effecten toe die landgrensoverschrijdend zijn. Paragraaf 12.6 geeft mogelijke mitigerende maatregelen weer. In paragraaf 12.7 is het voorkeursalternatief beschreven. Het voorkeursalternatief bestaat in dit MER uit een bandbreedte die gehanteerd wordt in het kavelbesluit inclusief te nemen mitigerende maatregelen. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een paragraaf over leemten in kennis en informatie (12.8) en een paragraaf over monitoring en evaluatie (12.9).

12.2 Toetsing aan wettelijk kader

Enige sterfte van vogels, vleermuizen en vissen en afname van populaties zeezoogdieren zijn niet op voorhand uit te sluiten. De toets die ingevolge de Wet natuurbescherming (Wnb) dient te worden uitgevoerd, wordt conform de Wet windenergie op zee geïntegreerd in het kavelbesluit. Het bevoegd gezag beschikt middels artikel 7 Wet windenergie op zee over een vrijstellingsbevoegdheid in het kader van de soortenbescherming van de Wnb. Ten behoeve van de toetsing aan de Wnb voor de gebiedsbescherming is een Passende Beoordeling uitgevoerd. Uit deze Passende Beoordeling blijkt dat significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten kunnen worden.

Kader 12.1 Stikstof

In de Passende Beoordeling is ook ingegaan op het effect van stikstofdepositie op Natura 2000-gebieden als gevolg van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark. Hieronder volgt een korte samenvatting. De AERIUS-calculator kan de verspreiding van stikstofemissies door de lucht simuleren, en daarmee berekenen welke deposities hierdoor verwacht worden ter plaatse van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden. De AERIUS-calculator (versie 2022) laat enkel resultaten zien op maximaal 25 km van de emissiebron. Dit is gedaan op basis van een kabinetsbesluit (kamerbrief 9 juli 2021 (kenmerk DGS / 21173346) omdat effecten op grotere afstanden conform wetenschappelijke rapportages met de huidige rekeninzichten niet tot individuele projecten zijn toe te wijzen. Binnen deze afstand van 25 km van relevante emissiebronnen (buiten het heersende verkeersbeeld) zijn geen Natura 2000-gebieden gelegen waarbinnen stikstofgevoelige habitattypen zijn gelegen. Daarmee kan geconcludeerd worden dat er geen significant negatieve effecten als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht tijdens de aanlegfase van IJmuiden Ver kavel II.

Om toch ook een beeld te geven wat de depositie is verder dan 25 km van de relevante emissiebronnen, zijn resultaten uit AERIUS gebruikt om de depositie te extrapoleren. Op basis van de worst-case aanname van een voorzichtige procentuele afname naar mate de afstand tot de emissiebron groter wordt, is de depositiewaarde ter hoogte van de haven van IJmuiden en omliggende Natura 2000-gebieden 0,00 mol/ha/jaar. Op basis van de resultaten van deze extrapolatie is ook niet te verwachten dat de aanlegfase tot significant negatieve effecten leidt voor stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden.

Voor de exploitatiefase kan een depositie nagestreefd worden van (afgerond) 0,00 mol NO_x/ha/jaar.

De stikstofdeposities in Duitsland en België door de aanleg en het onderhoud van kavel II zijn (veel) lager dan de daar gehanteerde drempelwaarden.

Dat betekent concreet dat, binnen de kaders van de Wet natuurbescherming, kavel II op het gebied van stikstof uitvoerbaar is.

Overige wet- en regelgeving is waar relevant besproken in de diverse aspectenhoofdstukken en waar nodig vertaald naar concrete normen. Bijvoorbeeld in het hoofdstuk onderwaterleven is de normstelling beschreven om een maat voor aanvaardbare populatiereductie te bepalen voor bruinvissen. Het planologische beschermingsregime ten aanzien van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), nu genaamd Natuurnetwerk Nederland, is van toepassing op de gehele Noordzee (EEZ). In paragraaf 2.3 van bijlage 4 is aangegeven hoe de werking van het beschermingsregime voor het Natuurnetwerk Nederland (NNN) in het Nederlandse Noordzeegebied eruitziet.

12.3 Effecten binnen de bandbreedte

In de voorgaande hoofdstukken zijn de alternatieven ten opzichte van de referentiesituatie beschouwd en beoordeeld. In deze paragraaf worden de effecten binnen de alternatieven samengevat zonder uitvoering van mitigerende maatregelen voor kavel II. De alternatieven bestaan in dit MER uit de uitersten per aspect die binnen de bandbreedte mogelijk zijn. Het gaat er in dit MER niet om een keuze voor één van beide alternatieven te maken, maar om na te gaan wat de effecten zijn die kunnen optreden bij windparken die binnen de bandbreedte aangelegd worden.

De volgende tabellen geven de beoordelingen van de alternatieven voor kavel II weer per aspect naar de verschillende beoordelingscriteria. Hierbij is uitgegaan van een 7 puntenschaal (inclusief marginale effecten: 0/- en 0/+) zoals gehanteerd in de hoofdstukken met de effectbeschrijving en -beoordeling. De tabellen worden vervolgens per aspect besproken. Omdat er in dit hoofdstuk een samenvatting van de effectbeoordeling van de voorgaande hoofdstukken wordt gegeven, is de omschrijving van de beoordelingscriteria vereenvoudigd.

In dit MER is een bandbreedte beoordeeld op milieueffecten. Voor zover mogelijk in het kader van het MER is onderzocht wat de maximale bandbreedte is, waarbinnen de effecten zich kunnen voordoen. In dit licht is per aspect onderzocht wat de worst case en de best case situatie is. Deze kunnen per aspect verschillend zijn.

12.3.1 Morfologie en hydrodynamica

Voor het aspect morfologie en hydrodynamica zijn de twee alternatieven onderzocht waarvan verwacht wordt dat de milieueffecten het meest uiteen zullen lopen. Dit zijn de alternatieven waarbij het plaatsen van de fundering en het aanbrengen van de bodembescherming leidt tot de minste respectievelijk de meeste bodemberoering. Hieronder staan deze twee alternatieven beschreven. De effectbeoordeling staat in Tabel 12.1.

- Alternatief 1 (minste bodemberoering, **best case**): een 15 MW-turbine op een monopile fundering met een doorsnede van 10 meter. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.
- Alternatief 2 (meeste bodemberoering, **worst case**): een 20 MW-turbine op een gravity based fundering met een doorsnede van 50 meter ter plaatse van de zeebodem. Erosiebescherming (stortstenen): drie maal de diameter van de voet.

Tabel 12.1 Effectbeoordeling morfologie en hydrologie kavel II

Aspect (gedurende aanleg, onderhoud en exploitatie)	Alternatief 1 (15 MW)	Alternatief 2 (20 MW)
Golven	0	0
Waterbeweging (waterstand en stroming)	0	0/-
Waterdiepte en bodenvormen	0	0
Bodemsamenstelling	0	0
Troebelheid en waterkwaliteit	0	0
Stratificatie	0	0
Sedimenttransport	0	0
Kustverdediging	0	0

Alle morfologische en hydrologische veranderingen die het gevolg zijn van de aanleg, het gebruik, de verwijdering en het onderhoud van het geplande windpark en de kabels zijn zeer beperkt van omvang. Daarnaast zijn de effecten tijdens de aanleg en verwijdering tijdelijk van aard. De veranderingen, voor zover deze optreden, zijn zeer gering in vergelijking met de natuurlijke dynamiek van het gebied.

Door de relatief geringe afmetingen van de funderingspalen, de relatief grote onderlinge afstand tussen de windturbines en het aantal windturbines gaat het om zeer lokale veranderingen. De invloed beperkt zich tot de directe omgeving van de funderingspalen en het parkbekabelingtracé en is van tijdelijke aard. Alleen bij een gravity-based fundering (de worst case, alternatief 2) zijn de effecten door de grotere dimensies van de fundering iets groter en scoort daarmee licht negatief.

Wat betreft het verschil tussen 1 of 3 meter diep ingraven van de kabels is dat blootspoeling van de kabel eerder optreedt wanneer 1 meter diep wordt ingegraven, met als gevolg dat er een grotere kans is dat de kabel opnieuw op diepte gebracht moet worden. Echter heeft het leggen van een kabel op 3 meter diepte meer effect als het gaat om het bodemverstoorde oppervlak door de trencher en zal er verhoging van de troebelheid optreden door opgewoeld sediment wanneer 3 in plaats van 1 meter wordt ingegraven. Dit valt echter nog steeds ruimschoots binnen de grenzen van de natuurlijke dynamiek van de Noordzee.

12.3.2 Vogels en vleermuizen

Alternatief 1 (67 x 15MW turbines) leidt tot enkele tientallen vogelslachtoffers méér dan Alternatief 2 (50 x 20 MW-turbines). Dit verschil in aantal vogelslachtoffers is dusdanig gering dat het niet in de score tot uitdrukking komt. Op basis van de huidige kennis wordt verwacht dat Alternatief 1, met meer en kleinere turbines, een groter aantal vleermuisslachtoffers oplevert (naar schatting 67) dan Alternatief 2 (naar schatting 50). Alternatief 2 is daarom het meest milieuvriendelijke alternatief bezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het geringere aantal aanvaringslachtoffers dan bij het andere alternatief met meer turbines. De complete effectbeoordeling is samengevat in Tabel 12.2.

Tabel 12.2 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven voor het windpark in IJmuiden Ver op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels en vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1 67 * 15 MW ø 236 m	Alternatief 2 50 * 20 MW ø 280 m
<u>Aanlegfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Gebruiksfase vogels</u>		
Lokale zeevogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Broedende (kolonie) vogels		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0/-	0/-
- indirecte effecten	0/-	0/-
Trekvogels		

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Verwijderingsfase vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0/-	0/-

Er is ook ingegaan op het verwachte effect van tweebladige in plaats van driebladige turbines. Als er rekening wordt gehouden met het feit dat een vogel in aanraking kan komen met een wiek minder per turbine, maar de draaisnelheid gemiddeld wel wat hoger ligt van de bladen (circa 1,33x), dan treden naar verwachting minder slachtoffers op bij tweebladige turbines dan bij driebladige turbines.

12.3.3 Onderwaterleven

De effecten op bodemdieren en vissen zijn klein van omvang. Een uitzondering geldt voor Sabellaria-banken. Dit is een kritische habitat die mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort, die een rifbreedte van enkele meters kan bereiken en hiermee een habitat creëert voor andere soorten, kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd. Bij het worst case alternatief waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij de best case zal dat effect groter zijn. Daarbij beslaat een gravity based fundering een groter oppervlakte dan een monopile fundering.

Voor zeezoogdieren treden tijdens de aanleg van het windpark effecten op voor zowel bruinvissen als zeehonden vanwege het onderwatergeluid dat ontstaat door hei-activiteiten. Tijdens het heien kunnen dieren verstoord worden, doordat zij zich binnen de geluidscontour bevinden waarbinnen een verandering van het gedrag optreedt. Uit de analyse blijkt dat, bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1 μ Pa²s of 164 dB re 1 μ Pa²s op 750 meter van de geluidsbron, deze verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden, waardoor de effecten niet tot een verslechtering van de Staat van Instandhouding (Svi) leiden.

Tabel 12.3 Effectbeoordeling IJmuiden Ver onderwaterleven

Type	Fase	Effectbeoordeling	Alternatief 1	Alternatief 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
Benthos	Alle	Verstoring	0	0
		Aantasting	-	-

Type	Fase	Effectbeoordeling	Alternatief 1	Alternatief 2
			67 x 15MW	50 x 20MW
		Habitatverlies	0	0
Vissen	Aanleg	Geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
		Bodemberoering: vertroebeling	0	0
		Bodemberoering: habitatdestructie	0/-	0/-
	Gebruik	Uitsluitel van visserij	0/+	0/+
		EMV door kabels	0/-	0/-
		Kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	Verwijdering	Verlies nieuw habitat	0	0
Zeezoogdieren	Aanleg	Verstoord oppervlak (km2)	0/-	0/-
		Aantal aangetaste dieren	0/-	0/-
		Aantal verstoorde dieren	0/-	0/-
		Tijdsduur van de verstoring	0/-	0/-
		Populatie-effecten	0/-	0/-

12.3.4 Scheepvaart en veiligheid

Tabel 12.4 Beoordeling scheepvaartveiligheid

Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling	Beoordeling
Veiligheid	Kans op aanvaring en aandrijving met windturbines	-
	Gevolgschade van aanvaring en aandrijving	0/-
Scheepvaart	Uitwijkmogelijkheden voor kruisende scheepvaart	0

Voor Kavel II van windpark IJmuiden Ver zijn berekeningen uitgevoerd om de aanvaar- en aandrijfkansen met de windturbines te bepalen. Uit deze berekeningen blijkt dat de totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor kavel II 0,0202 is. Dat komt neer op één aanvaring per 49 jaar.

Voor Kavel II is het verwachte gemiddelde aantal doden per jaar door een aanvaring of -drijving met een windturbine 0,000997 (beoordeling 0/-). Dat cijfer gaat uit van een gondel en mast die op het dek van het schip vallen.

Er zijn weinig tot geen situaties waarbij Kavel II de zichtlijnen voor kruisende schepen beïnvloedt (beoordeling 0).

Cumulatie

Er is ook gekeken naar de cumulatieve effecten op de scheepvaartveiligheid van alle windparken op zee. Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken zal

plaatsvinden) is de totale verwachte aanvaring -en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 0,987 per jaar (eens in de 1,0 jaar). Dit is het scenario uit de oorspronkelijke routekaart (t/m IJmuiden Ver I-IV) plus de versnellingsopgave, maar zonder de toekomstige routekaart 2040. Daarom is de beoordeling wat betreft kans op aanvaringen en aandrijvingen negatief (-).

12.3.5 Landschap

Voor beide kavels geldt dat de worst case turbines niet zichtbaar zullen zijn op ooghoogte. Op een hoogte van 20 meter (aan de kust) zijn de turbines theoretisch gezien zichtbaar. De meteorologische omstandigheden zullen echter vrijwel altijd de turbines aan het zicht onttrekken. Het windpark zal theoretisch minder dan 1% van de tijd (minder dan 1 dag per zomer, en op die dag minder dan 7 minuten lang) zichtbaar zijn. Zichtbaarheid wordt als neutraal beoordeeld, zie Tabel 12.5

Tabel 12.5 Beoordeling landschap

Beoordelingscriterium	Beoordeling
Zichtbaarheid in percentage van de tijd	0

12.3.6 Overige gebruiksfuncties

De meeste effecten op de overige gebruiksfuncties worden neutraal beoordeeld omdat ze gering van omvang zijn, of op voorhand uit te sluiten, Tabel 12.6. Dit komt deels doordat bij de locatiekeuze reeds rekening is gehouden met de aanwezige gebruiksfuncties. Dat geldt voor mijnbouw, luchtvaart (met uitzondering van helikopterverkeer), zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, scheeps-, wal- en luchtvaarradar, telecommunicatie, militaire activiteiten, en recreatie en toerisme.

Tabel 12.6 Effectbeoordeling van de onderzochte onderwerp van het milieuaspect overige gebruiksfuncties.

Onderwerp	Beoordelingscriterium	Alternatief 1 67 x 15 MW	Alternatief 2 50 x 20MW
Visserij	Beperkingen visserij	0/-	0/-
Mijnbouw	Beperkingen olie- en gaswinning	0	0
Luchtvaart	Interferentie burgerluchtvaart	0	0
	Interferentie helikopterverkeer	-	-
	Interferentie Kustwacht	0	0
	Interferentie militaire luchtvaart	0	0
Zand-, grind- en schelpenwinning	Beperkingen ondiepe delfstoffenwinning	0	0
Baggerstort	Beperkingen baggerstortlocaties	0	0
Scheeps-, wal- en luchtvaarradar	Interferentie radar	0	0
Kabels en leidingen	Interferentie kabels en leidingen	0/-	0/-
Telecommunicatie	Verstoring straalpaden	0	0
Militaire activiteiten en NGE	Interferentie Militaire activiteiten	0	0
	Aanwezigheid niet gesprongen explosieven	-	-

Recreatie en toerisme	Beperkingen recreatievaart	0	0
	Beperkingen kustrecreatie	0	0
Cultuurhistorie en archeologie	Aantasting archeologische resten	0/-	0/-
Bestaande windparken	Beïnvloeding elektriciteitsopbrengst bestaande windparken	0/-	0/-

De effecten op de visserij als geheel worden licht negatief beoordeeld. De gebiedssluiting van de kavel is gering in vergelijking met het voor vissers beschikbare areaal, maar het gebied komt wel bij het areaal dat al niet meer bevisbaar is (zoals andere windparken). Wel is het mogelijk dat individuele vissers grotere effecten ondervinden dan anderen wanneer zij vaak gebruik maken van visbestekken binnen de kavel. De effecten op kabels en leidingen zijn licht negatief omdat er mogelijk kruisingen moeten plaatsvinden met een verlaten pijpleiding. De effecten voor cultuurhistorie en archeologie zijn ook licht negatief beoordeeld door de aanwezigheid van (mogelijke) archeologische waarden waar rekening mee gehouden moet worden. Ook is er een licht negatief effect op bestaande windparken door de nabijheid van HKW, waarop beperkte windafvang plaats kan vinden.

Voor helikopterverkeer (Luchtvaart) en NGE is de beoordeling negatief. De reden hiervoor is dat de kavel door een Helikopter Main Route doorkruist wordt. De komst van een windpark beperkt de minimale vlieghoogte en maakt het noodzakelijk deze te verhogen. Binnen de kavels is de aanwezigheid van NGE daarnaast zeer aannemenlijk waardoor er noodzakelijke maatregelen getroffen moeten worden. Hiermee kunnen de effecten goed gemitigeerd worden.

12.3.7 Elektriciteitsopbrengst

Tabel 12.7 Overzicht effectbeoordelingen Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies zonder mitigatie

Deelaspecten	Beoordelingscriteria	Effectbeoordeling Alternatief 15 MW
Elektriciteitsopbrengst	Elektriciteitsopbrengst	++
	CO ₂ -emissie reductie	++
Vermeden emissies	SO ₂ -emissie reductie	++
	NO _x -emissie reductie	++

Voor het alternatief met 15 MW turbine is een netto elektriciteitsopbrengst berekend van 4.198 GWh/jaar. Andere alternatieven met andere windturbintypes zullen ongeveer eenzelfde elektriciteitsopbrengst kunnen verzorgen. In voorgaande MERs voor de kavels bleek steeds dat een opstelling met een ander aantal turbines en vermogen per turbine maar een opgesteld totaal vermogen dat ongeveer hetzelfde was (1 GW), tot min of meer dezelfde elektriciteitsopbrengst leidde.

De genoemde elektriciteitsproductie staat gelijk aan 0,78% van het landelijk energetisch eindverbruik van 1.994 PJ (in 2020, conform totaal bruto energetisch eindverbruik, bron: CBS). Kavel II in IJmuiden Ver kan circa 1.538.000 huishoudens van elektriciteit voorzien¹²⁰.

¹²⁰ Dit is niet hetzelfde als dat de elektriciteit ook daadwerkelijk naar zoveel huishoudens toegaat en wordt gebruikt door huishouders. Het geeft een indicatie van de omvang van de opwek, maar de elektriciteit zal het openbare elektriciteitsnetwerk voeden en worden afgenomen door in potentie alle elektriciteitsgebruikers die op het openbare elektriciteitsnetwerk zijn aangesloten.

De bijdrage van het windpark aan de reductie van CO₂, NO_x en SO₂ is evenredig met de netto energieopbrengst. De reductie is berekend aan de hand van het gemiddelde gebruik van brandstoffen bij elektriciteitscentrales (dat is voornamelijk gas).¹²¹

Waarschijnlijk zullen turbines met een hoog vermogen én een relatief grote rotor de meeste elektriciteitsopbrengst genereren. De toekomstige windparkontwikkelaar is vrij om een optimum te bepalen waarbij uiteraard ook de kostprijs een rol zal spelen.

12.4 Cumulatie

In Tabel 12.8 is kort aangegeven welke cumulatieve effecten optreden en welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit. In de eerste kolom wordt het aspect aangegeven, in de tweede kolom welke effecten in cumulatie relevant kunnen zijn en in de derde kolom wordt aangegeven welke gevolgen dit heeft voor het te nemen kavelbesluit.

Tabel 12.8 Relevante cumulatieve effecten en gevolgen

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen kavelbesluit
Morfologie en hydrodynamica	Op het schaalniveau van het windenergiegebied IJmuiden Ver zal het effect op morfologie en hydrodynamica neutraal zijn. Uit recente studies is echter gebleken dat zeer grootschalige ontwikkeling van windenergie op de Noordzee mogelijk effect kan hebben op (het mengen van) en de waterbeweging en morfologie. In welke mate de effecten ten aanzien van deze aspecten optreden en welke doorwerking dit heeft op overige geologische en ecologische processen is echter hoogst onzeker.	Geen gevolgen
Vogels en vleermuizen	<p><u>Vogels</u> Significant negatieve effecten in cumulatie kunnen voor alle vogelsoorten uitgesloten worden. Ook voor jan-van-gent en zilvermeeuw wordt de acceptable level of impact (ALI) voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Ook op basis van nieuwe ALI-normen kunnen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten worden, met uitzondering voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027), in het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) ook voor alk en zeekoet.</p> <p><u>Vleermuizen</u> Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn</p>	<p><u>Vogels</u> Er lopen verschillende onderzoeken naar mogelijke mitigerende maatregelen om de effecten te verminderen. Met die maatregelen kan mogelijk het aantal slachtoffers worden gereduceerd.</p> <p><u>Vleermuizen</u> Gebaseerd op huidige kennis, en dan vooral het ontbreken van goede informatie over het voorkomen van vleermuizen op de Noordzee enerzijds en het ontbreken van betrouwbare schattingen van populatiegroottes anderzijds, is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst case-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel.</p>

¹²¹ Vanwege de oorlog in Oekraïne worden er op het moment van schrijven meer kolen gebruikt voor de elektriciteitsopwekking. De berekeningen in dit hoofdstuk houden geen rekening met deze toename.

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen kavelbesluit
	niet goed bekend. Volgens de gebruikte rekenmethode komt het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen met 4.109 dieren ruim boven de PBR van 1.905 dieren. Daarom is niet met zekerheid uit te sluiten dat negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.	
Onderwaterleven	<p><u>Benthos en vissen</u> De toename van het aantal windturbines en funderingen zou kunnen leiden tot verandering in stroming, stratificatie of primaire productie van bodemdieren. Ook is het mogelijk dat de kolonisatie door exoten faciliteert. Er is echter niet genoeg informatie beschikbaar om deze effecten te kunnen inschatten.</p> <p><u>Zeezoogdieren</u> Bij toepassing van een geluidnorm van 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron, zal verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen leiden tot significante cumulatieve effecten.</p>	Wanneer de in dit MER beschreven geluidsnormen wordt gehanteerd, kunnen effecten op de GSI van zeezoogdieren worden uitgesloten.
Scheepvaart en veiligheid	Er is ook gekeken naar de cumulatieve effecten op de scheepvaartveiligheid van alle windparken op zee. Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken zal plaatsvinden) is de totale verwachte aanvaring – en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 0,987 per jaar (eens in de 1,0 jaar). Dit is het scenario uit de oorspronkelijke routekaart (t/m IJmuiden Ver I-IV) plus de versnellingsopgave, maar zonder de toekomstige routekaart 2040. Daarom is de beoordeling wat betreft kans op aanvaringen en aandrijvingen negatief (-).	Geen gevolgen.
Landschap	Het windkavel IJmuiden Ver ligt op grote afstand van de kust, en is alleen daardoor op jaarbasis minder dan 24 uur zichtbaar. Hetzelfde geldt voor het nabijgelegen windenergiegebieden zoals Hollandse Kust (west) en Nederwiek. Er wordt daarom geen significante bijdrage aan de cumulatieve effecten verwacht en zijn er geen mitigerende maatregelen noodzakelijk.	Geen gevolgen.
Overige gebruiksfuncties	<p><u>Visserij</u> Bij de komst van meer windparken op zee neemt het totale ruimtebeslag toe. Hierdoor wordt een groter gebied gesloten voor de visserij. Het toekomstig cumulatieve effect van deze gebiedssluiting voor de visserij wordt mede bepaald door de toekomstige ontwikkelingen in de ecologie van de Noordzee en de beleidsmatige en sociaaleconomische context. De mogelijkheid dat er in de toekomst meer</p>	Geen gevolgen

Aspect	Relevante cumulatieve effecten	Gevolgen kavelbesluit
	<p>natuurgebieden worden gesloten voor de visserij, en de mogelijke sluiting van Britse wateren na 2025 vergroten dit effect.</p> <p><u>Archeologie</u> Met een groter aantal turbines op de Noordzee wordt ook de kans groter dat archeologisch resten worden aangetast, of NGE worden getroffen. De realisatie van de kavels binnen van windenergiegebied IJmuiden Ver vergroot deze kans, al zijn er goede mitigerende maatregelen voor beschikbaar.</p> <p><u>Recreatievaart</u> Voor de recreatievaart zijn de cumulatieve effecten beperkt omdat deze tot 24 meter wordt toegelaten binnen bepaalde windparken, en er voor windparken waar dit niet is toegestaan doorvaart passages worden aangewezen waar schepen tot 46 meter gebruik van kunnen maken. Daarbij maakt de recreatievaart met name gebruik van de 10 à 20 km brede zone langs de kust, waardoor gebiedssluitingen verder op zee een beperkt effect hebben.</p>	
Elektriciteitsopbrengst	<p>Door de toename van windparken op de Noordzee nemen de mogelijke zog-effecten toe. Voor kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver neemt het aantal vollasturen af van 4.177 tot 3.866.</p> <p>In cumulatie nemen de zogverliezen met 6,5 %-punt toe van 12,4% tot 18,9%. Daardoor daalt de netto elektriciteitsopbrengst en de hoeveelheid vermeden emissies met 7,5% van 4.198 GWh/j tot 3.886 GWh/j.</p>	Geen gevolgen.

12.5 Grensoverschrijdende effecten

Voor de aspecten vleermuizen en vogels én onderwaterleven zijn grensoverschrijdende effecten mogelijk te verwachten.

12.5.1 Vogels en vleermuizen

Broedvogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van broedkolonies gelegen in buitenlandse Natura 2000-gebieden.

Niet-broedvogels

Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel.

In dit hoofdstuk en de Passende Beoordeling is geconcludeerd dat significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie zijn uitgesloten. Dit geldt ook voor buitenlandse Natura 2000-gebieden.

12.5.2 Onderwaterleven

Vissen

Voor vissen geldt dat de effecten van heien marginaal zijn en bovendien sterk locatie gebonden. Het heien zal daarom geen grensoverschrijdende effecten tot gevolg hebben. Operationeel geluid van een windmolen heeft geen aantoonbaar effect op de visgemeenschap en daarmee dus ook geen grensoverschrijdende effecten.

Zeezoogdieren

De berekeningen die zijn gedaan wat betreft de effecten op zeezoogdieren gelden voor de populatie binnen het NCP. Er zijn geen berekeningen gedaan voor andere populaties. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of het buitenland. Er is daarom geen sprake van grensoverschrijdende effecten of directe externe werking.

12.6 Mitigerende maatregelen

Na toetsing blijkt dat bij de meeste aspecten kan worden voldaan aan de voorwaarden uit het wettelijk kader. Voor het beperken van cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen en bruinvissen en het kunnen verzekeren dat geen verslechtering optreedt van de staat van instandhouding zijn wel mitigerende maatregelen noodzakelijk (voor vogels en bruinvissen vanuit de wet en voor vleermuizen en migrerende zangvogels vanuit voorzorgsbeginsel). Het optreden van (resterende) negatieve effecten door aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark kan echter niet worden uitgesloten. Deze mogelijke resterende effecten kunnen worden gemitigeerd door de volgende maatregelen, zie Tabel 12.9. Het zijn dus maatregelen die aanvullend genomen kunnen worden. Besluitvorming over welke mitigerende maatregelen genomen worden vindt plaats in het kavelbesluit.

Tabel 12.9 Mogelijke mitigerende maatregelen

Aspect	Effect	Mogelijke mitigerende maatregelen
Vogels en vleermuizen	Verstoring	Bouwen in juni t/m september als er weinig verstoringgevoelige soorten aanwezig zijn. Minimale verlichting op schepen toepassen, met een 'vogelvriendelijke' kleur
	Verstoring en slachtoffers	Inrichtingsmaatregelen toepassen, zoals het aanleggen van corridors of het gebruik van een alternatieve vorm van het windpark (ruit, vierkant, etc.). Over de effectiviteit en precieze invulling is echter nog niet veel bekend. Vergroot detectiekans van het windpark voor vogels door reflectors, lasers en geluid (afhankelijk van vogelsoorten en daarmee gebonden aan diverse beperkingen). Stilzetten bij bepaalde weersomstandigheden in combinatie met gesignaleerde trekpieken. Het verhogen van de cut-in windspeed op momenten dat er veel vleermuizen te verwachten zijn.

Aspect	Effect	Mogelijke mitigerende maatregelen
		<p>Installeer een zo klein mogelijk aantal grote turbines in plaats van meer kleinere.</p> <p>Installeer windturbines met hoge tiplaagtes in plaats van lage tiplaagtes.</p> <p>Installeer twebladige in plaats van driebladige turbines.</p> <p>Door slim plannen van onderhoudswerkzaamheden, wanneer turbines stil worden gezet, kunnen slachtoffers worden voorkomen (denk aan periodes met verhoogde vogelactiviteit)</p>
	Verstoring	Slopen in een periode dat er weinig verstoringsgevoelige soorten aanwezig zijn.
Onderwaterleven	Verstoring en habitatdestructie	<p><u>Benthos</u> Gebruik een zo klein mogelijke fundering.</p> <p><u>Zeezoogdieren</u> Gebruik geluiddempende maatregelen (heimantels, bellenschermen, Acoustic Deterrent Devices (ADDs), e.d.).</p> <p>Kies voor de meest ondiepe locaties in het plangebied.</p> <p>Voer heiwerkzaamheden uit wanneer de dichtheid van het aantal zeezoogdieren laag is (herfst).</p> <p>Kies voor een klein aantal, relatief grote turbines in plaats van meerdere kleinere.</p> <p>Gebruik alternatieve funderingstechnieken, zoals trillen, schroeven of blue piling.</p> <p>Gebruik andere funderingen, zoals tripods, jackets of suction buckets.</p>
	Verstoring en habitatdestructie	<p><u>Benthos</u> Verwijder de windturbinezulen en bestortingen niet, zodat de zich ontwikkelde gemeenschap blijft bestaan.</p> <p>Gebruik biologisch afbreekbare betonstructuren</p>
Scheepvaart en veiligheid	Aanvaringsrisico en scheepvaartbewegingen	<p>Gebruik maken van het Automatic Identification System (AIS) en VHF-antenne in het park</p> <p>Vessel Traffic Management (VTM)</p> <p>Aanvullende markering en identificatie windturbines</p> <p>Inzetten van een Emergency Towing Vessel</p> <p>Extra SAR-capaciteit</p> <p>ETV uitrusten met bestrijdingsmiddelen tegen olie-verontreiniging</p> <p>Fysieke barrière bij windparken om aandrijving te voorkomen</p>
Morfologie en hydrodynamica	n.v.t.	n.v.t.
Landschap	n.v.t.	n.v.t.
Overige gebruiksfuncties	Beperking visserijgebieden	Er zijn mogelijkheden voor het visserijvriendelijk inrichten van windenergiegebieden. Voor de betrokken partijen in zijn geheel lijken de baten echter niet op te wegen tegen de kosten.
	Separatie-eis HMR KY650	Verplaats de HMR of verhoog de minimale vliegroute

Aspect	Effect	Mogelijke mitigerende maatregelen
	Niet-gesprongen explosieven	Er is nader onderzoek benodigd om niet-gesprongen explosieven op te sporen en deze vervolgens op te ruimen.
	Aantasting archeologische waarden	De locatie van een windturbine of kabel wijzigen om zo een (mogelijk) archeologisch object te ontwijken.
	Mogelijke verstoring van bestaande straalpaden	Rekening houden met halve rotor + 2° fresnel-zone rondom straalpad bij plaatsing van de windturbines.
Elektriciteitsopbrengst	n.v.t.	n.v.t.

12.7 Overwegingen voorkeursalternatief

12.7.1 Inleiding

In deze paragraaf worden enkele overwegingen meegegeven ten behoeve van keuze van het voorkeursalternatief, welke mogelijk wordt gemaakt in het kavelbesluit. Het gaat dan om de bandbreedte die is beschouwd in dit MER en de te nemen mitigerende maatregelen.

12.7.2 Overwegingen bandbreedte

Er zijn geen aspecten in dit MER die de beschouwde bandbreedte inperken.

12.7.3 Overwegingen te nemen mitigerende maatregelen

Een aantal maatregelen is nodig om effecten op stikstofgevoelige habitattypen, cumulatieve effecten op vogels, vleermuizen en bruinvissen te beperken en om de gunstige staat van instandhouding te kunnen garanderen. Het gaat om bijvoorbeeld een stilstandvoorziening bij vogel- en vleermuistrek en het voldoen aan een geluidsnorm voor onderwatergeluid bij het heien. In Tabel 12.9 staan de mogelijke maatregelen die in dit MER zijn genoemd, waarmee effecten kunnen worden gemitigeerd. De keuze wordt in het kavelbesluit toegelicht.

12.7.4 Conclusie

Het kavelbesluit kan de voorkeursbandbreedte van de kavel op de beschouwde locatie mogelijk maken. Wel dient de toepassing van (ten minste) de noodzakelijke maatregelen in het kader van vogels, vleermuizen en bruinvissen geborgd te worden.

12.8 Leemten in kennis

12.8.1 Inleiding

Hoewel er de laatste jaren flink wordt gebouwd aan nieuwe windparken op zee, heeft de ontwikkeling van windparken op zee toch een relatief korte geschiedenis. Er zijn monitoringsevaluaties bekend van onder andere parken op zee in Engeland, Denemarken, Duitsland en Nederland. Het gaat om resultaten van relatief korte monitoringsperiodes. Beter inzicht in de exacte aard en omvang van de effecten met (empirisch) onderzoek kan pas op de lange termijn worden geboden. Wel bieden huidige ontwikkeling en onderzoeksprogramma's handvatten voor een effectvoorspelling, zoals in dit MER met een worst-case-aanpak gepresenteerd wordt. Tijdens (het vooronderzoek van) de effectvoorspelling voor het voorliggende MER zijn verschillende leemten in kennis geconstateerd die het inzicht in de aard en omvang van de effecten van een windpark in kavel II beperken. Er blijven kennisleemten bestaan over de effecten, onder

meer over de cumulatieve effecten van meerdere windparken onderling en in cumulatie met andere activiteiten op de Noordzee.

De leemten in kennis die bestaan, zijn niet alleen toe te schrijven aan het recente verleden van windenergie op zee. In brede zin dient veel kennis over diersoorten en hun dichtheden, diversiteit en gedrag nog aangevuld te worden. In deze paragraaf worden leemten in kennis toegelicht die relevant zijn in het kader van dit MER. Achtereenvolgens worden de leemten in kennis beschreven ten aanzien van de effectinschatting op vogels, onderwaterleven, morfologie en hydrodynamica, scheepvaart, landschap, overige gebruiksfuncties en elektriciteitsopbrengst.

12.8.2 Vogels en vleermuizen

Er zijn leemtes in kennis over aanvaringsrisico's, barrièrewerking en verstoring door windparken op zee (zowel overdag als 's nachts). Met name soort-specifieke kennis ontbreekt. Validatie van modellen om aanvaringslachtoffers te voorspellen op zee ontbreekt. Ook over verstoringseffecten en verstoringsafstanden van zeevogels zijn nog leemtes in kennis, evenals in hoeverre vogels kunnen wennen aan windparken. Op basis van literatuur is aangenomen dat 10% van de verstoorde vogels sterft. Het is niet bekend in hoeverre deze aanname overeenkomt met de werkelijkheid, maar wel kan worden gesteld dat 10% aan de veilige kant is (worst-case aanname).

Voor vleermuizen geldt dat er leemtes in kennis zijn ten aanzien van de basiskennis over populatieomvang en soort-specifieke verspreiding. Onbekend is het relatieve belang van de Noordzee voor verschillende soorten vleermuizen en hun veranderingen in gedrag door de aanwezigheid windparken.

12.8.3 Onderwaterleven

Benthos

Kennisleemten bestaan ten aanzien van het kunnen voorspellen van de gevolgen van de abiotische veranderingen (vooral sedimentverandering in de omgeving van het windpark) op benthos. Ook de gevolgen van elektromagnetische velden langs de kabels zijn nog niet goed bekend. Daarnaast staat het onderzoek naar de effecten van zeebodenvibraties vanwege heiwerkzaamheden nog in de kinderschoenen (Roberts & Elliot 2017). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn, en of deze effecten door kunnen werken op gemeenschaps- en populatieniveau.

Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark zijn modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2018; Zijl et al. 2021). De modelresultaten zijn op dit moment nog niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat er in de toekomst zal gebeuren. Positief dan wel negatieve effecten zijn nog niet uit te sluiten.

Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak door turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten van dit deel van de Noordzee faciliteren/versnellen. In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt is tot op heden nooit onderzocht.

Vissen

Een belangrijke leemte in kennis betreft de invloed van menselijke geluidsbronnen op in of in de nabijheid van de bodem levende vissen en ongewervelde dieren (Hawkins et al. 2021). Het is waarschijnlijk er

vissen en bepaalde ongewervelden zijn die dit kunnen waarnemen. Of dit ook tot effecten op het gedrag en de fitness leidt, is onbekend. Voor vissen is al het nodige onderzoek uitgevoerd naar de effecten van onderwatergeluid op vissen (Bolle et al, 2012, Debusschere et al. 2014, Popper et al. 2014). Hieruit blijkt dat vissen veel minder gevoelig zijn voor onderwatergeluid dan zeezoogdieren en dat sommige soorten (met zwemblaas) gevoeliger zijn dan andere soorten.

Ook worden in de kavelbesluiten enkel geluidsnormen genoemd voor de constructiefase (vooral vanwege het heien van de funderingen), maar niet voor de operationele fase van het windpark. Dit maakt het mogelijk dat windparkontwikkelaars de tipsnelheid van rotors onbegrensd kunnen verhogen, wat hogere geluidsniveaus in de operationele fase, ook waarschijnlijk onder water, met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vissen, is niet te zeggen of een onbegrensd tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Vooralsnog is niet bekend of een onbegrensd tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande operationele geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vissen leiden. Gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus op het gedrag van vissen zal dit moeten aantonen.

Zeezoogdieren

Onzekerheden in de procedure voor het bepalen van populatie-effecten

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden door een min of meer bekende variatie, of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook door het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Hieronder volgt een overzicht.

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

Onlangs dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SELS_{ss} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SELSS. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SELSS die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral vanwege de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

In de berekeningen voor bruinvissen is vooralsnog geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe.

Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun

technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsooppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sekse- en leeftijd-specifieke variatie hierin.

In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld, ondanks dat de Nederlandse overheid een pilot is gestart om levend gestrande bruinvissen, na rehabilitatie, voorzien van een zender in zee terug te zetten (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (vulnerable subpopulation) is een van de parameters in het interim Population Consequences of Disturbance (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een vulnerable subpopulation die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de home range van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018).

Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de vulnerable subpopulation onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de vulnerable subpopulation een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de vulnerable subpopulation. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de vulnerable subpopulation. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende

populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de vulnerable subpopulation. Een keuze voor een relatieve grote vulnerable subpopulation reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.

Doorvertalen van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates

Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op vital rates. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en vital rates is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam samen met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren.

Het is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

Aannames in iPCoD-model over populatieontwikkeling en demografische parameters

In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, oftewel een afname door de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch.

Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de carrying capacity bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?

Toepassen van Interim PCoD-model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden

Voor de gewone en de grijze zeehond zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd 'agent based' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget.

Inmiddels is door WMR, samen met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de vulnerable subpopulation behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken

Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk

toegepast. Dit heeft er onder andere mee te maken dat nog niet zeker is of de monopile bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd is als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken.

In het SIMOX-project (Sustainable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht (www.grow-offshorewind.nl/). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen

In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopilefunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods.

Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopilefundering. Als dat meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.

Continu geluid tijdens de aanleg- en exploitatiefase

Resultaten van recent onderzoek dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc.

Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringafstanden dan verstoringafstanden door (niet gemitigeerd) heigeluid. In een zeer recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma Le Gall et al., 2021). Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende kwantitatieve gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar.

De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in

het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).

Verwijdering bestaande windparken en onderwatergeluid

Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

12.8.4 Scheepvaart en veiligheid

Bij draaiende windparken op zee wordt gemonitord hoeveel en welke schepen gebruik maken van de omgeving van het windpark en hoeveel en welke incidenten hierbij plaatsvinden. Met de gegevens die daaruit voortkomen zal besloten worden of het gewenst is om hier een afwegingskader en een kansmodel voor te ontwikkelen. Het gedrag en de verkeersstromen van niet-routegebonden verkeer, dat in het SAMSON model buiten windenergiegebied IJmuiden Ver is geplaatst, kan tevens gemonitord worden. Verder kunnen de scenario's en impact van aanvaringen en aandrijvingen met windturbines verder onderzocht en uitgewerkt worden.

Zo zijn in dit MER voor het bepalen van persoonlijk letsel bepaalde aannames gedaan. Het is bijvoorbeeld niet bekend wat de kans is dat de mast op dan wel van het schip af valt bij aanvaringen en aandrijvingen. Ook komt het bezwijkgedrag van windturbines uit een studie uit 2000 (Barentse, 2000), terwijl windturbines fors groter zijn geworden.

In het kader van de doorgroei van windenergie op zee is in cumulatieve zin gekeken naar scheepvaartveiligheid en wordt er nagedacht hoe geconstateerde kennisleemten en hiaten in te vullen zijn. Door MARIN is een onderzoek uitgevoerd naar de scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen door het gecombineerde effect van de autonome ontwikkeling en de uitrol van de routekaart windenergie op zee 2030¹²². Meer recentelijk is een vergelijkbaar onderzoek gedaan waarbij ook de versnellingsopgave voor 2030 is meegenomen¹²³. Naar aanleiding van beide onderzoeken is besloten een monitorings- en onderzoeksprogramma op te zetten voor de scheepvaart, om kennisleemten en hiaten in te vullen. Onderdeel van die hiaten is de effectiviteit van de voorgestelde mitigerende maatregelen. Dit programma is in het voorjaar van 2021 gestart onder de naam MOSWOZ (Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee).

12.8.5 Morfologie en hydrodynamica

Er is nader onderzoek nodig ten aanzien van de mogelijke effecten op stratificatieprocessen en waterbeweging van een grootschalige (internationale) ontwikkeling van windenergie op de Noordzee. In Van Duren et. al 2021 is reeds een goede aanzet gedaan voor het gecumuleerd in kaart brengen van de

¹²² Zie <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/scheepvaart/> voor meer informatie en het onderzoek.

¹²³ Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

ontwikkelingen van windparken op de Noordzee. Zij geven echter een aantal belangrijke aanbevelingen om nader onderzoek naar de gecumuleerde effecten uit te voeren. De daadwerkelijke impact op de stratificatieprocessen en waterbeweging in de Noordzee van ontwikkelingen op het Nederlands continentaal plat zijn niet eenduidig te benoemen.

12.8.6 Landschap

Voor het thema Landschap zijn geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving.

12.8.7 Overige gebruiksfuncties

Buiten de reeds genoemde onderwerpen waarop nader onderzoek nodig is, zijn er voor het milieuaspect Overige gebruiksfuncties geen wezenlijke leemten in kennis en informatie geconstateerd die van invloed zijn op de effectbeschrijving in dit MER.

12.8.8 Elektriciteitsopbrengst

Het milieuaspect elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies kent significante leemten in kennis. Naar verwachting geven de opbrengstberekeringen in dit hoofdstuk een goede indicatie van de werkelijk te behalen opbrengst. Met een windmeetcampagne kan een meer accurate benadering van het windklimaat worden gesimuleerd die leidt betrouwbaardere resultaten, echter zijn deze niet beschikbaar op het moment van schrijven en zal deze naar verwachting door de uiteindelijke vergunninghouder worden uitgevoerd. Ook zijn er momenteel geen gegevens van daadwerkelijk in productie zijnde 15 MW offshore turbines beschikbaar. Er is in de berekeningen gebruik gemaakt van de turbinekenmerken die door de IEA zijn opgesteld voor een fictieve, 15 MW onderzoeks-turbine (Offshore reference-15.000 IEA). Het gebruik hiervan leidt naar verwachting niet tot significant andere resultaten.

12.8.9 Conclusie

De leemten in kennis leiden er niet toe dat geen goed beeld verkregen is van de effecten van een windpark in kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Wel is het bij de besluitvorming van belang inzicht te hebben in de onzekerheden die bij de effectvoorspellingen een rol hebben gespeeld. Dit inzicht is verstrekt met dit MER.

12.9 Monitoring en evaluatie

12.9.1 WOZEP

Het monitorings- en evaluatieprogramma Wozep (windenergie op zee ecologisch programma) richt zich op belangrijke ecologische vragen rond bouw en exploitatie van windparken op zee die vooral een generiek karakter hebben en niet zozeer windpark specifiek zijn.

Onder het Wozep valt zowel de dóór-ontwikkeling van het instrument KEC (update en implementatie van kennis) als het MEP (het monitoring en onderzoeksprogramma). Onder het MEP valt monitoring en onderzoek zoals dat verplicht is gesteld vanuit de Wet Milieubeheer.

Het Wozep vervangt daarmee de monitoringsverplichting per windpark. Zo wordt ook een efficiëntieslag gemaakt die bovendien bijdraagt aan een kosten efficiënte realisatie van de doelstellingen voor windenergie op zee.

Bij de evaluatie van het Wozep wordt aandacht besteed aan de doorvertaling van de nieuwe kennis enerzijds in het instrument KEC (dit kan ook betekenen het checken van aannames en/of effectberekeningen); anderzijds als doorvertaling naar beleid- en beheerconsequenties. Voorbeeld van dat laatste is het opleggen of aanpassen van mitigerende maatregelen. In het Wozep richt het onderzoek zich met name op het verkrijgen van meer inzicht in de cumulatieve ecologische effecten en brengt dit in beeld en adviseert de bevoegde gezagen hierover.

Stand van zaken

Eind 2016 is een meerjarig monitoring- en onderzoeksprogramma opgeleverd waarin globaal de onderzoekslijnen voor de periode 2017-2023 zijn geschetst. Keuze van de onderzoekslijnen wordt bepaald door een afweging op twee tijdshorizonten:

- Korte termijn (tot 2023): gericht op gebruik van de resultaten in de geplande windparken. Centraal hierin staat het onderzoek naar de aannames die in de ecologische beoordeling voor deze parken zijn gedaan. Daarnaast worden ook nut, noodzaak en effectiviteit onderzocht van de maatregelen die worden opgelegd aan de windsector om ecologische schade te beperken;
- Lange termijn (na 2023): welke kennis is nodig om verdere uitbreiding van windparken op zee op een verantwoorde manier te kunnen laten plaatsvinden, wat zijn de te verwachten effecten van het verder uitbreiden van het aantal windparken op de Noordzee, waar precies kunnen ze komen en met welke mogelijke consequenties, hoe kunnen negatieve effecten in voldoende mate worden vermeden, etc.

Voor meer informatie zie de website: <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/wind-zee-ecologisch>.

De leemten in kennis uit dit MER bieden input voor monitoring binnen WOZEP (voor de ecologische aspecten) en voor monitoring voor de aspecten scheepvaart en morfologie en hydrologie.

12.9.2 MOSWOZ

In 2019 heeft Rijkswaterstaat de cumulatieve effecten van windparken op de scheepvaartveiligheid onderzocht. Het gaat om de windparken die tot 2030 worden gebouwd op het zuidelijke deel van de Nederlandse Noordzee. In totaal betreft het circa 850 extra windturbines over een gebied van zo'n 1.600 km².

Ondanks het vele onderzoek en de betrokkenheid van allerlei experts zijn er nog onzekerheden over de daadwerkelijke risico's en over de effectiviteit van een aantal maatregelen. Dat is de reden dat het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) is gestart. Het programma loopt tot 2029 en houdt de komende jaren de vinger aan de pols bij ontwikkelingen rond scheepvaartveiligheid in relatie tot de uitrol van windparken op zee. De uiteindelijke doelen zijn om meer inzicht te krijgen in het effect op scheepvaartveiligheid van windparken op zee en om tijdig te kunnen inspelen op innovaties op dit gebied.

Om deze doelen te bereiken heeft MOSWOZ de genoemde kennisleemtes uitgewerkt in onderzoeksvragen en vervolgens gebundeld in verschillende thema's Binnen die thema's zal in de

komende jaren gezocht worden naar de antwoorden op onderzoeksvragen, om zo beleidsmakers en andere betrokkenen goed te kunnen ondersteunen en adviseren.

Het programma is zo ingericht dat het gebruik kan maken van voortschrijdend inzicht. Keuzes en prioriteiten worden afgestemd op de actualiteit.

Tabel 12.10 MOSWOZ Thema's

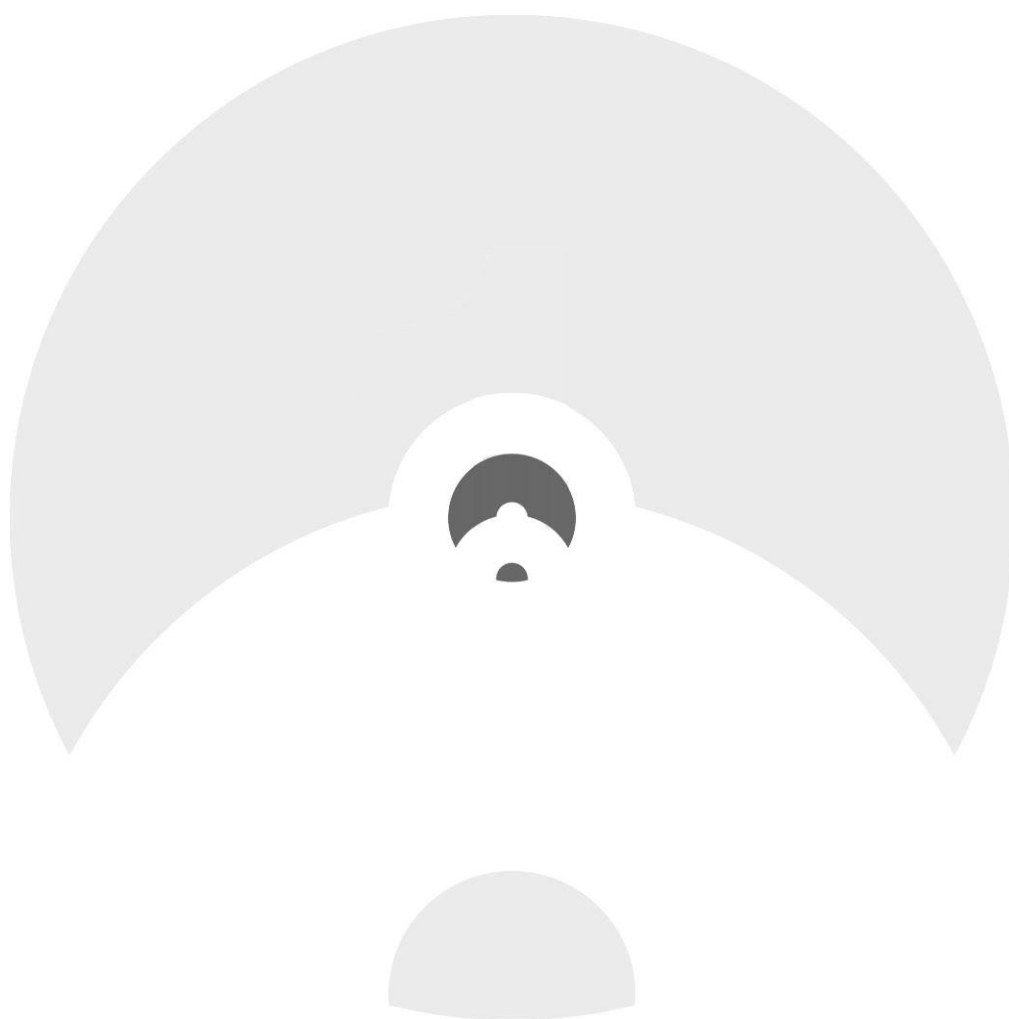
Thema	Uitleg thema
Monitoring	Gericht op actuele risico-ontwikkeling op zee als gevolg van windparken voor alle scheepvaart
Veiligheid	Gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen windturbines
Doorvaart	Risico's doorvaart windparken versus omvaren
Vessel Traffic Monitoring	Inrichtingseisen Vessel Traffic Monitoring (VTM)
Emergency Towing Vessels	Verkennen inzet meerdere Emergency Towing Vessels (ETV's) – effectiviteit en modus operandi
Hydro-meteo	Hydro-meteo in relatie tot scheepvaartveiligheid – effecten windparken op wind, golven en zicht – verbeteren weerwaarschuwingen
Ankergebieden	Ankergebieden beter benutten
Crisisorganisatie	Verkennen impact op crisisorganisatie (vanwege complexiteit)
Buitenlandse benchmarking	Buitenlandse benchmarking windparken onder andere constructieve eisen aan windturbines, inzet van maatregelen, harmonisatie.

Voor meer informatie, zie de website: <https://www.noordzeeloket.nl/functionaliteit/windenergie/scheepvaart-moswoz/>

Bijlagen MER IJmuiden Ver Alpha

- Bijlage 1 – Literatuurlijst
- Bijlage 2 – Voornemen
- Bijlage 3 – Coördinaten
- Bijlage 4 – Achtergrondrapport Vogels en Vleermuizen
- Bijlage 5 – Aanvullende ecologische analyse jan-van-gent
- Bijlage 6 – Achtergrondrapport onderwaterleven
- Bijlage 7 – Achtergrondrapport scheepsvaartveiligheid
- Bijlage 8 – Soortenbeschermingstoets
- Bijlage 9 – Passende beoordeling
- Bijlage 10 – Elektriciteitsopbrengst berekening
- Bijlage 11 – Actualisatie ALI-toets

Bijlage 1
Literatuurlijst



Literatuurlijst MER kavel I & II IJmuiden Ver

Hoofdstuk 1 t/m 4

A. Mol, H. van Oostenbrugge, C. Röckmann & N. Hintzen. Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. (Wageningen Economic Research nota; No. 2019-011). Wageningen: Wageningen Economic Research, 2019.

Advies Stuurgroep Extra Opgave, kamerstukken II 2020-21, 32 813, nr. 683.

Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas).

Agreement on the Conservation of Populations of European Bats

Agreement for the Conservation of Seals in the Wadden Sea

ARCADIS, in opdr. van RvO.nl, 2019, Geological Desk Study IJmuiden Ver Wind Farm Zone, ref.180017.

Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals

ECN, Optimal wind farm power density analysis for future offshore wind farms, 2018

ECN-E--18-025, Study into levelised Cost of Energy of variants for wind farm site boundaries of Hollandse Kust (west), Ten Noorden van de Waddeneilanden and IJmuiden

Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 22

Kamerstukken II, 2016/17, 31 510, nr. 64

Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42

Kamerstukken II 2020-21, 32 813, nr. 683.

MARIN, WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen, 2019.

Minister voor Klimaat en Energie, Kamerbrief Aanvullende routekaart windenergie op zee 2030, 10 juni 2022

Ministerie van infrastructuur en Waterstaat (2021), Kader Ecologie en Cumulatie 4.0.

NLR, in opdr. van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties, ref. NLR-CR-2016-266, 2016.

OSPAR Commission (2008) OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Reference Number: 2008-6.

RICHTLIJN 2014/89/EU Richtlijn Maritieme Ruimtelijke Ordening

Rijksoverheid (2022). Nationaal Waterprogramma 2022 – 2027.

Royal Haskoning, PlanMER Ontwerp Nationaal Waterplan, 31 maart 2009

To70, Helicopter accessibility Hollandse Kust (west)”, “IJmuiden Ver” and “Ten noorden van de Waddeneilanden” Results, December 2018

To70, in opdr. van RvO.nl, Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms, ref 19.200.01, 2020.

Vanosmael, C., K.A. Willems, D. Claeys, M. Vincx & C. Heip 1982. Macrobenthos of a sublittoral sandbank in the South-ern Bight of the North Sea. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 62: 521-534

Hoofdstuk 5 Morfologie en Hydranamica

Boon et al, 2018. Assessment of system effects of large-scale implementation of offshore wind in the southern North Sea. Deltares report 11202792-002

Carpenter J.R. et al. (2016) Potential impacts of offshore wind farms on North Sea stratification, PloS one, 11(8): p. e0160830.

Dankers, P.J.T. (2015) Notitie slibverspreiding loswallen. Report No.: RDCHM_BE1044_N0003_902199_f02

Deltares (2018A): Raaijmakers, T., Roetert, T., Bruinsma, N. Riezebos h.J., Van Dijk, H, Forzoni A, Vergauwen S, Grasmeijer B., 2018. Morphodynamics and scour mitigation for Hollandse Kust (noord) Wind Farm Zone. Report nr: 11202796-000

DHI (2019). Metocean desk study and database for Dutch Wind Farm Zones. Feasibility level study for IJmuiden-Ver, Ten Noorden van de Waddeneilanden & Hollandse Kust (west). Project 11822658

Van Duren et al. 2021, Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the north Sea. Synthesis report. 22-04-2021. Report 11203731-004-ZKS-0010

Gaida et al. (2018): Timo C. Gaida, Mirjam Snellen, Thaiënne A. G. P. van Dijk, Dick G. Simons 2018 Geostatistical modelling of multibeam backscatter for full-coverage seabed sediment maps. (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>)

De Kok (2004) Slibtransport langs de Nederlandse Kust. Bronnen, fluxen en concentraties. RIKZ/OS/2004.148w

Nationale Visie Kust (2013) Deltaprogramma Kust, Nationale visie kust, Den Haag

Van Rijn. L., 2015. Principles of sedimentation and erosion engineering in rivers, estuaries and coastal seas. (update 2015). Aqua publications.

Sediment Atlas, RIKZ (2002) Ecologische Atlas Waddenzee

Hoofdstuk 6 Vogels en Vleermuizen

Arts, F.A., 2013. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2012. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 13.28, Lelystad.

Ahlén, I., H.J. Baagøe & L. Bach, 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90: 1318-1323.

Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.

Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.

Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. *Strategic Ornithological Support Services (SOSS)*.

Bat Conservation Trust, 2010. *Nathusius pipistrelle Pipistrellus nathusii*.

Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruver, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85: 381-387.

Boonman, M. 2022. Bat curtailment IJmuiden Ver. Reducing bat mortality in offshore windfarms. Rapport 22-227. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Boonman, M. 2018. Mitigerende maatregelen voor vleermuizen in offshore windparken. Evaluatie en verbetering van stilstandvoorziening. Rapport 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Bowgen, K. & A. Cook, 2018. Bird Collision Avoidance: Empirical evidence and impact assessments. JNCC Report No: 614. JNCC, Peterborough

Boshamer J.P.C. & J.P. Bekker, 2008. *Nathusius' pipistrelles (Pipistrellus nathusii) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea*. *Lutra* 51: 17-36

Bouma S. & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126.

Bouma S. & W. Lengkeek, 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.

Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366.

Bruinzeel, L.W., J. van Belle & L. Davids m.m.v F. van de Laar 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. *A&W Report* 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden,

Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2011. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Part 1: Review. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines: Part 2: Feasibility study of systems to monitor collisions. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-215. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90: 1330-1340.

Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS* 111(42): 15126-15131.

Dirksen, S. 2017. Review of methods and techniques for field validation of collision rates and avoidance amongst birds and bats at offshore wind turbines. Sjoerd Dirksen Ecology / Rijkswaterstaat WVL.

Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.

Exo, K.M., O. Huppopp & S. Garthe, 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg. 23: 83-95.

Fijn R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015a. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.

Fijn, R.C. & A. Gyimesi, 2018. Behaviour related flight speeds of Sandwich Terns and their implications for wind farm collision rate modelling and impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 71: 12-16

Furmankiewicz J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy* 90: 1310-1317.

Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018b. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Rapport 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.

de Haan, D., D. Burggraaf, S. Ybema & R. HilleRisLambers 2007. Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). Report OWEZ_R_251_TC 20071029, Imares Wageningen UR.

van Hal, R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12.

Hill, R., K. Hill, R. Aumuller, A. Schulz, T. Dittman, C. Kulekmeyer & T. Coppack, 2014. Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at Alpha Ventus. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.

Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. *American Midland Naturalist* 165: 185-200.

Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.

Johnston, A., A.S.C.P. Cook, L.J. Wright, E.M. Humphreys & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 51: 31-41.

Jonge Poerink, B., Lagerveld, S. & H. Verdaat, 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES report number C026/13. The Fieldwork Company report number 20120402. IMARES Wageningen UR.

Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report nr 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld, K.L. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report Bureau Waardenburg 13-268, 30p., Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.

van der Laar, F., 2007. Green light to birds: investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM location L15-FA-1. NAM, Assen, The Netherlands.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, & H. Verdaat 2014. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, P. de Vries & M. Scholl, 2015. Bat activity at offshore wind farms LUD and PAWP in 2015. IMARES Report C001/2016.

Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Leopold, M.F., E.M. Dijkman, T. Teal & the OWEZ-team, 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). IMARES Report nr. C187/11, NoordzeeWind report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds. IMARES, IJmuiden.

Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2007. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Rapport Wageningen. IMARES Nr. C062/07 - NoordzeeWind Rapport OWEZ_R_221_Tc_20070525 aan Nuon Energy Sourcing

Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.

Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, *Pipistrellus nathusii*, depends on seasonality and weather conditions. *Animals* 11(12): 3442

Lagerveld S. 2021. <https://www.wur.nl/nl/nieuws/ruige-dwergvleermuis-steekt-in-een-nacht-de-noordzee-over.htm>

Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.

Larsen, J.K. & M. Guillemette, 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.

Lensink, R. & J. van der Winden, 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.

Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughy, T. Le Champion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pétersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Rapport 2016.031. Zoogdiervereniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.

Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6: 035101.

May, R., O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42: 170-181.

Marquenie, J., F. van der Laar & H. Poot, 2009. Groen Licht voor Vogels. *De Levende Natuur* 110(6): 290-291.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R. & Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753.

Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox & R.W. Furness, 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1085-1091.
Masden, E.A., Reeve, R., Desholm, M., Fox, A. D., Furness, R.W. & Haydon, D.T. 2012. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. *Journal of The Royal Society Interface* 9: 2120-2130.

McGuire, L.P., C. G. Guglielmo, S. A. Mackenzie & P.D. Taylor, 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, *Lasionycteris noctivagans*. *Journal of Animal Ecology* 81(2): 377–385.

Mendel, B., P. Schwemmer, V. Peschko, S. Müller, H. Schwemmer, M. Mercker & S. Garthe, 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management* 231: 429-438.

Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann et al. 2011.

Petersen, A., J.-K. Jensen, P. Jenkins, D. Bloch & F. Ingimarsson, 2014a. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. *Acta Chiropterologica* 16(1): 169-195.

Petersen I.K. & Fox A.D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen, I.K., T.K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.

Petersen G., 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). *Myotis* 41/42: 29-56.

Plonczkier P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology* 49: 1187-1194.

Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie, 2008. Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13(2): 47.

Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Rebke, M., V. Dierschke, C.N. Weiner, R. Aumüller, K. Hill & R. Hill, 2019. Attraction of nocturnally migrating birds to artificial light: The influence of colour, intensity and blinking mode under different cloud cover conditions. *Biological Conservation* 233: 220-227.

Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. *Biol. Cons. Fauna* 102: 291.

Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B – Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2016. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee. Update 2016. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.

Rodgers, J. A. and S. T. Schwikert, 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16: 216-224.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.

Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56: 823-827.

Rydell, J., L. Bach, P. Bach, L. Guia Diaz, J. Furmankiewicz, N. Hagner-Wahlsten, E.-M. Kyheröinen, T. Lilley, M. Masing, M. Max Meyer, G. Pētersons, J. Šuba, V. Vasko, V. Vintulis, & A. Hedenström, 2014. Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South- Eastern North Sea. *Acta Chiropterologica* 16: 139-147.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S., 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21: 1851-1860.

Skov, H., S. Heinänen, L., M. Lazcny & M. Chudzinska, 2017. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T2 report. ENECO.

Skov, H., S. Heinänen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report–April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.

Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake, 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101: 567-577.

Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete, 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport INBO.R.2013.755887. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vanermen N., T. Onkelinx, W. Courtens, M. Van de Walle, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2014. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 51-61.

van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.

van der Wal, J.T., M.E.B. van Puijenbroek & M.F. Leopold, 2018. Cumulatieve effecten van offshore windparken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030. No. C059/18. Wageningen Marine Research.

Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology* 57(2): 253-269.

Walls, R., S. Canning, G. Lye, L. Givens, C. Garrett & J. Lancaster 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland. (Operational Year 1). E.ON Climate & Renewables & Natural Power publication 1022038.

Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.

Hoofdstuk 7 Onderwaterleven

Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016. Spatial distribution and habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report C118/16.

Aarts, G., S. Brasseur, S. Geelhoed, R. van Bemmelen & M. Leopold, 2013. Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. IMARES report C103/13.

Ainslie, M.A. (2010). Principles of sonar performance modeling. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 707.

Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A., 2017. A Framework for Regulating Underwater Noise During Pile Driving. Report by Vindval. pp 115.

Arts, F.A., S. Lilipaly & R.C.W. Strucker, 2014. Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2012/2013. RWS Centrale Informatievoorziening BM 14.11.

ASCOBANS, 2011. Summary Record of the 18th Meeting of the Advisory Committee. UN Campus, Bonn, Germany, 4-6 May 2011.

de Backer, A. en Hostens K. 2018. Soft sediment epibenthos and fish monitoring at the belgian offshore wind farm area: situation 6 and 7 years after construction. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, 136 p.

Bergman M., G. Duineveld, R. Daan, M. Mulder & S. Ubels, 2012. Impact of OWEZ wind farm on the local macrobenthos community macrobenthos. Final report OWEZ_R_261_T2_20121010. NoordzeeWind – Wageningen Imares.

Bijkerk 1988. Ontsnappen of begraven blijven: de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden: literatuuronderzoek. In opdracht van Rijkswaterstaat, rdd aquatic ecosystems.

BMU, 2013. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept).

Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic fields on marine organisms, in Offshore Wind Energy. Springer. ;223-234.

Bolle LJ, de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW et al. (2012) Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. PLoS ONE 7(3): e33052. doi:10.1371/journal.pone.0033052

Bolle, L.J., E. Blom, C.A.F. de Jong, M.B. Halvorsen, R. Hoek, C.J.G van Damme, P.W. Wessels, H.V. Winter, C.M. Woodley, C. Hinrichs, T. Huijjer, M. Lohman, I. Pennock, 2014. Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. Imares WageningenUR report number C111.14, IJmuiden, Nederland.

Bolle, L.J., C. A. F. de Jong, S. M. Bierman, P. J. C. van Beck, P. W. Wessels, E. Blom, C. J. G. van Damme, H. V. Winter & R. P. A. Dekeling, 2016: Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 875: 91 - 100.

Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.

Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011

Bos O.G., M.F. Leopold & L.J. Bolle, 2009. Passende Beoordeling windparken: Effecten van heien op vislarven, vogels en zeezoogdieren. IMARES rapport C079/09

Bos O.G., A. Gittenberger, I. de Boois, M. van Asch, J.T van der Wal, J. Cremer, B. van der Hoorn, S. Pieterse, P.A.J. Bakker, 2016. Soortenlijst Nederlandse Noordzee. Wageningen Marine Research rapport C125/16. DOI: <https://doi.org/10.18174/401117>

Bos O.G., J.W.P. Coolen & J.T. Tjalling van der Wal, 2019. Biogene riffen in de Noordzee, actuele en potentiële verspreiding van rifvormende schelpdieren en wormen. Wageningen Marine Research rapport C058/19

Bouma S., & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126

Bouma S. & W. Lengkeek 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.

Brandt, M.J., A. Diederichs, K. Betke & G. Nehls, 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421, 205-216.

Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232.

Brasseur, S., T. van Polanen Petel, G. Aarts, E. Meesters, E. Dijkman & P. Reijnders, 2010. Grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Dutch North sea: population ecology and effects of wind farms. IMARES report No C137/10.

Brasseur, S. Aarts, G. Meersters, E. Polanen Petel, t. van, Dijkman, E. Cremer, J. & Reijnders, P. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms (2012). Rapport: OWEZ R 252 T1 20120130, 30-01-2012.

Brasseur S.M.J.M, van Polanen Petel T.D., Gerrodette T., Meesters E.H.W.G., Reijnders P.J.H., Aarts G. (2015). Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. *Marine Mammal Science* 31:405-426

Brasseur S., Carius F., Diederichs B., Galatius A., Jeß A., Körber P., Schop, J., Siebert U., Teilmann J., Thøstesen, C.B. & Klöpffer S. (2020) Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2019-2020, Less disturbance? CWSS, Wilhelmshaven, Germany.

Camphuysen, C.J., 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ-Report 2011-05. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel

Camphuysen, C.J. & M.L. Siemensma, 2011. Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in The Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

Casper BM, Halvorsen MB, Matthews F, Carlson TJ, Popper AN 2013. Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped Bass. *PLoS ONE* 8: e73844. doi:10.1371/journal.pone.0073844 De Robertis et al., 2003

Casper, B.M., Halvorsen, M.B., Carlson, T.J. and Popper, A.N., 2017. Onset of barotrauma injuries related to number of pile driving strike exposures in hybrid striped bass. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 141(6), pp.4380-4387.

CBS, PBL & Wageningen UR, 2012. Ruimtelijke verdeling biodiversiteit in de Noordzee, 1991-2010 (indicator 2159, versie 01 , 25 september 2012). . <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl>. . CBS; Planbureau voor de Leefomgeving en Wageningen UR, Den Haag, Bilthoven en Wageningen.

Coates, D.A., Deschutter, Y., Vincx, M. and Vanaverbeke, J., 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine environmental research*, 95, pp.1-12.

Coates, D.A., Van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M. and Vanaverbeke, J., 2015. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia*, 756(1), pp.3-18.

Compendium voor de leefomgeving, www.clo.nl, 2016, 2018 en 2019.

Coolen, J.W., Bos, O.G., Glorius, S., Lengkeek, W., Cuperus, J., van der Weide, B. and Agüera, A., 2015. Reefs, sand and reef-like sand: A comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. *Journal of Sea Research*, 103, pp.84-92.

Coolen, J.W.P., 2017. North Sea reefs: benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the southern North Sea (Doctoral dissertation, Wageningen University).

Couperus, B., E. Winter, O. van Keeken, T. van Kooten, S. Tribuhl & D. Burggraaf, 2010. Use of high resolution sonar for near_turbine fish observations (DIDSON) – We@Sea 2007_002. IJmuiden, IMARES

Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p. 423–426.

Craeymeersch J.A., Witbaard R., Dijkman E., Meesters H.W.G., 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Report number C070/80 IMARES.

Cremer, J., Brasseur, S., Czeck, R., Galatius, A., Jensen, L.F., Armin, J., Körber, P., Pund, R., Siebert, U., Teilmann, J., Klöpffer, S., 2019. EG-Seals grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2018-2019. Stedily growing, CWSS, Willemshaven.

Daan N., 2005. Aanzet tot een systeembeschrijving Noordzee: de visgemeenschap. RIVO rapport C012/05.

Daan R., Mulder M & Bergman M.J.N., 2009. Impact of windfarm OWEZ on the local macrobenthos community. Report OWEZ_R_261_T1_20091216.

Dähne, M., A. Gilles, K. Lucke, V. Peschko, S. Adler, K. Krügel & U. Siebert, 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters*, 8(2).

Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar Ecol Prog Ser* 580: 221–237.

Dannheim, J., L. Bergström, S.N.R. Birchenough, R. Brzana, A.R. Boon, J.W.P. Coolen & J.C. Dauvin, 2020. Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES Journal of Marine Science*, 77: 1092–1108.

De Robertis, A., C.H. Ryer, A. Veloza & R.D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(12): 1517-1526.

Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PloS one* 9(10): e109280.

Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L. and Vincx, M., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution*, 208, pp.747-757.

Debusschere E, De Coensel B, Bajek A, Botteldooren D, Hostens K, Vanaverbeke J et al. (2014) In Situ Mortality Experiments with Juvenile Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) in Relation to Impulsive Sound Levels Caused by Pile Driving of Windmill Foundations. *PLoS ONE* 9(10): e109280. doi:10.1371/journal.pone.0109280

Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L. and Vincx, M., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution*, 208, pp.747-757.

Derweduwen, J., Vandendriessche, S. and Hostens, K., 2016. Effects of Belgian wind farms on the epibenthos and fish of the soft sediment. *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.

Didderen, K., P. Kamermans, W. Lengkeek, 2019. GEMINI Wind Farm oyster pilot, results 2018. Bureau Waardenburg

Diederichs, A., H. Pehlke, G. Nehls, M. Bellmann, P. Gerke, J. Oldeland, C. Grunau, S. Witte & A. Rose, 2014. Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten. *BMU Förderkennzeichen 0325309A/B/C*, BioConsult SH, Husum.

Eigaard, O.R., F. Bastardie, M. Breen, G.E. Dinesen, N.T. Hintzen, P. Laffargue, L.O. Mortensen, J.R. Nielsen, H.C. Nilsson, F.G. O'Neill, H. Polet, D.G. Reid, A. Sala, M. Sköld, C. Smith, T.K. Sørensen, O. Tully, M. Zengin, A.D. Rijnsdorp 2016 Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J Mar Sci*; 73 (suppl_1): i27-i43. doi: 10.1093/icesjms/fsv099

Emma, B., 2016. A Review of the Evidence of Electromagnetic Field (Emf) Effects on Marine Organisms. *Res. Rev. J Ecol. Environ. Sci.* 4(4):22-26).

Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments - options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5: 69-80.

Fey, D.P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulewicz, E., Otremba, Z. and Urban-Malinga, B., 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish?. *Aquatic Toxicology*, 209, pp.150-158.

Galatius A, S.M.J.M. Brasseur, P.J.H. Reijnders, T. Borchardt, U. Siebert, M. Stede, S. Ramdohr, L.F. Jensen & J. Teilman (2012) Trilateral Seal Expert Group (TSEG). Aerial Surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2012. Substantial increases in moult counts. *Common Wadden Sea Secretariate (CWSS)*.

Galatius A., Brasseur S., Cremer J., Czeck R., Jeß A., Körber P., Pund R., Siebert U., Teilmann J. & Klöpffer S. (2019). Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2019. CWSS, Wilhelmshaven, Germany

Geelhoed, S., Scheidat, M., Aarts, G., van Bemmelen, R., Janinhoff, N., Verdaat, H. & Witte, R., 2011. Shortlist masterplan wind aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES, Wageningen Report number C103/11.

Geelhoed, Steve & van Polanen Petel, Tamara. (2011). Zeezoogdieren op de Noordzee : achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.

Geelhoed, S.C.V., Scheidat, M., van Bemmelen, R.S.A. & Aarts, G., 2013. Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) on the Dutch Continental Shelf, aerial surveys in July 2010- March 2011. *Lutra* 56(1): 45-57.

Geelhoed, S.C.V., Scheidat, M., van Bemmelen, 2014, Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013, Report number C027/14.

Geelhoed, S.C.V., S. Lagerveld & J.P. Verdaat, 2015. Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2015. IMARES report C189/15.

Geelhoed, S.C.V., N. Janinhoff, S. Lagerveld, L.S. Lehnert & J.P. Verdaat, 2018. Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2017. Wageningen Marine Research (University & Research centre), WMR report C030/18.

Goodson, A. D. and Sturtivant, C. R. 1996. Sonar characteristics of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*): source levels and spectrum. – *ICES Journal of Marine Science*, 53: 465–472.

Hal, R. van, B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imeres Wageningen UR.

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2012a. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLoS ONE* 7: e38968

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012b. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proc. R. Soc. B* 279: 4705-4714

Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.

Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019

Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC

4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.

Herbert-Read J.E., L. Kremer, R. Bruintjes, A.N. Radford & C.C. Iannou, 2019. Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20171627. doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.1627>

Hoekstein, M.S.J., Arts, F.A., S.J. Lilipaly, K.D. van Straalen, M. Sluijter & P. A. Wolf, (2020). Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2018/2019, Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 20.03. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2020-03. Deltamilieu Projecten, Vlissingen.

Hunter, E., R.J. Cotton, J.D. Metcalfe & J.D. Reynolds, 2009. Large-scale variation in seasonal swimming patterns of plaice in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 392: 167-178.

Jansen, O.E. (2013) Fishing for food: Feeding ecology of harbour porpoises *Phocoena phocoena* and white-beaked dolphins *Lagenorhynchus albirostris* in Dutch waters. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL

Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report - TNO 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.

JASCO Research Ltd (2006). Vancouver Island Transmission Reinforcement Project: Atmospheric and Underwater Acoustics Assessment. Report prepared for British Columbia Transmission Corporation 49 pp., <http://www.eao.gov.bc.ca>

De Jong, M.F., M.J. Baptist, H.J. Lindeboom & P. Hoekstra, 2015. Relationships between macrozoobenthos and habitat characteristics in an intensively used area of the Dutch coastal zone. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 72(8): 2409-2422. De Robertis, A., C.H. Ryer, A. Veloza, R.D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1517-1526

De Jong, C & B. Binnerts, 2016. Onderwatergeluidberekeningen Net op Zee Hollandse Kust (zuid). Bijlage 2 bij Passende Beoordeling Net op zee Hollandse Kust (zuid). Passende beoordeling Net op zee Hollandse Kust (zuid). A&W-rapport 2263.

de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2019. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.

Jongbloed, R.H., D.M.E. Slijkerman, R. Witbaard & M.S.S. Lavaleye, 2013. Ontwikkeling zeebodemintegriteit op het Friese Front en de Centrale Oestergronden in relatie tot bodemberoerende visserij: Verslag expert workshop. IMARES

Kastelein, R.A., N. Steen, R. Gransier & C.A.F. de Jong, 2013. Brief Behavioral Response Threshold Level of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to an Impulsive Sound. *Aquatic Mammals* 39: 315–323.

Kastelein, R.A., Jennings, N., Kommeren, A., Helder-Hoek, L. and Schop, J., 2017. Acoustic dose-behavioral response relationship in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to playbacks of pile driving sounds. *Marine Environmental Research*, 130, pp.315-324.

Kirschvink, J.L. (1990) Geomagnetic sensitivity in cetaceans; An update with live stranding records in the United States. In J.A. Thomas & R.A. Kastelein, sensory abilities of cetaceans; laboratory and field evidence (Vol. 196, pp. 639 – 649). New York: Plenum.

Krone, R., Dederer, G., Kanstinger, P., Krämer, P., Schneider, C. and Schmalenbach, I., 2017. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment-increased production rate of *Cancer pagurus*. *Marine environmental research*, 123, pp.53-61.

Van der Land, M.A., 1991. Distribution of flatfish eggs in the 1989 egg surveys in the southeastern North Sea, and mortality of plaice and sole eggs. *Netherlands Journal of Sea Research* 27(3-4): 277-286

Leewis L. & Klink A. 2017. Prinses Amalia Windturbine park 2017. Statistical comparison of benthic fauna inside and outside the Prinses Amalia Wind Park; a preliminary analysis. Korte notitie in opdracht van Rijkswaterstaat. Eurofins AquaSense.

Leewis, L., Klink, A.D., Verduin, E.C. (2018) Benthic development in and around offshore wind farm Prinses Amalia Wind Park near the Dutch coastal zone before and after construction (2003-2017) A statistical analysis (Reference RWS: 4500264484), Rijkswaterstaat, 65 pp.

Lefaible, N., Braeckman, U., Moens, T., 2018 Effects of wind turbine foundations on surrounding macrobenthic communities. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, 136 p.

Lengkeek, W., K. Dideren, M. Dorenbosch, S. Bouma, H. W. Waardenburg, 2013. Biodiversiteit van kunstmatige substraten. Een inventarisatie van 10 scheepswrakken op het NCP. Rapport 13-226, Bureau Waardenburg, Culemborg

Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Report number: Final Report/Annual Report 2005: 134.

Leopold, M.F., M.J. Baptist, L. IJsseldijk & B. Engels Rapport C096/13
aart

Lindeboom, H., J. Geurts van Kessel & L. Berkenbosch, 2005. Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ/2005.008.

Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6 035101 doi: 10.1088/1748-9326/6/3/035101.

- Lock K., Faasse M. and Vanagt T.J., 2014. Assessment of the soft sediment fauna sixyears after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2013002.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S. and Bull, A.S., 2015. Identical response of caged rock crabs (Genera *Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 114(1), pp.33-42.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S., McCrea, M. and Bull, A.S., 2017. Assessing potential impacts of energized submarine power cables on crab harvests. *Continental Shelf Research*, 151, pp.23-29.
- Meager, J.J., T. Solbakken, A.C. Utne-Palm, T. Oen, 2005. Effects of turbidity on the reactive distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1978-1984
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol. Modell.* 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *MEPS* 496:99-108.
- Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 597, 259 – 272
- NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.
- Öhman, M.C., Sigraý, P. and Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO: A journal of the Human Environment*, 36(8), pp.630-634.
- Popper, A.N., M.E. Smith, P.A. Cott, B.W. Hanna, A.O. MacGillivray, M.E. Austin & D.A. Mann, 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *The Journal of the Acoustical Society of America* 117(6): 3958-3971.
- Popper, A. N., and Hawkins, A. D. (eds) (2014). "The effects of noise on aquatic life II," Springer Science+Business Media, LLC, New York.
- Popper, A. N., and Hawkins, A. D. (eds), 2014. "The effects of noise on aquatic life II," Springer Science+Business Media, LLC, New York.

Reiss, H., S.P.R. Greenstreet, K. Sieben, S. Ehrich, G.J. Piet, F. Quirijns, L. Robinson, W.J. Wolff, I. Kröncke, 2009. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series*, 394: 201–213

Reubens J., 2011. Windmolens in de Noordzee: een kraamkamer voor de schaarse kabeljauw. *Energienieuws* 27 juli 2012.

Reubens, J.T., Degraer, S. and Vincx, M., 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia*, 727(1), pp.121-136.

Reijnders, P.J.H., J. van Dijk & D. Kuiper (1995). Recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal *Halichoerus grypus*. *Biological Conservation*, 71: 231-235.

Rijnsdorp, A. D. (Designer), & Bos, O. G. (Designer). (2017). Beoordeling van het effect van bodemvisserij. Digital or Visual Products, Wageningen Marine Research. Retrieved from <http://edepot.wur.nl/429295>

Roach, M., Cohen, M., Forster, R., Reville, A.S., Johnson, M. (ed. S. Degraer), 2018. The effects of temporary exclusion of activity due to wind farm construction on a lobster (*Homarus gammarus*) fishery suggests a potential management approach. *ICES Journal of Marine Science*, 75(4), pp.1416-1426

Roberts, L., Cheesman, S., Breithaupt, T. and Elliott, M., 2015. Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series*, 538, pp.185-195.

Roberts, L., Harding, H.R., Voellmy, I., Brintjes, R., Simpson, S.D., Radford, A.N., Breithaupt, T. and Elliott, M., 2016, July. Exposure of benthic invertebrates to sediment vibration: from laboratory experiments to outdoor simulated pile-driving. In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL (Vol. 27, No. 1, p. 010029)*. ASA.

Roberts, L. and M. Elliott, 2017. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. *Science of the Total Environment*, 595, pp.255-268.

Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 2151-2168.

Scheidat M, Verdaat H, Aarts G (2012) Using aerial surveys to estimate density and distribution of harbour porpoises in Dutch waters. *Journal of Sea Research* 69:1-7.

Scheidat, M., R. Leaper, M. van den Heuvel-Greve & A. Winship, 2013. Setting Maximum Mortality Limits for Harbour Porpoises in Dutch Waters to Achieve Conservation Objectives. *Open Journal of Marine Science* 2013, 3.

Scott, K., Harsanyi, P. & A.R. Lyndon, 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDS) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine pollution bulletin*, 131, pp.580-588.

Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H. and Davie, A., 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural engineering*, 67, pp.67-76.

Snoek, R., R de Swart, K. Didden, W. Lengkeek, M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study.

Southall, B.L., A.E. Bowles, W.T. Ellison, J.J. Finneran, R.L. Gentry, C.R. Greene Jr., D. Kastak, D.R. Ketten, J.H. Miller, P.E. Nachtigall, W.J. Richardson, J.A. Thomas & P.L. Tyack, 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals*, 33(4), 411–521.

Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. *J Exp Biol* 207: 1615-1624.

Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. *Animal Behaviour* 74: 207-218.

Spiga, I., Caldwell, G.S. and Bruintjes, R., 2016, July. Influence of Pile Driving on the Clearance Rate of the Blue Mussel, *Mytilus edulis* (L.). In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL* (Vol. 27, No. 1, p. 040005). ASA.

Spiga, I., Aldred, N. and Caldwell, G.S., 2017. Anthropogenic noise compromises the anti-predator behaviour of the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (L.). *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), pp.297-305.

Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science* 68: 929–936.

Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N. & A. Carlier, 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 96, pp.380-391.

Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd 62.

Thomson 2015. MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy.

Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766 – 3773.

Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90: 196–208.

Tricas, T. & A. Gill, 2011. Effects of EMFs from undersea power cables on elasmobranchs and other marine species. Normandeau Associates, Inc report. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region, Camarillo, CA. OCS Study BOEMRE 2011-09.

Van Damme, C.J.G., Hoek, R., Beare, D., Bolle, L.J., Bakker, C., van Barneveld, E., Lohman, M., Os-Koomen, E., Nijssen, P., Pennock I., & Tribuhl, S. 2011. Shortlist Master plan Wind Monitoring fish eggs and larvae in the Southern North Sea: Final report Part A. Report number C098/11 IMARES.

Van Denderen, P.D., T. van Kooten & A.D. Rijnsdorp, 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280(1769): 20131883.

Van Denderen P. D. Hintzen N. T. Rijnsdorp A. D. Ruardij P. van Kooten T. 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on Benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* , 17: 1216–1226.

Van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D. and Van Kooten, T., 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 541, pp.31-43.

Van Deurs, M., T.M. Grome, M. Kaspersen, H. Jensen, C. Stenberg, T.K. Sørensen, J. Støttrup, T. Warnar & H. Mosegaard, 2012. Short-and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. *Marine Ecology Progress Series* 458: 169-180.

Van Duin C.F., Jaspers C.J., Kreft M., 2011. Offshore Windpark Q10. Milieueffectrapport. Grontmij, 2011.

van Duren, L.A., Gittenberger, A., Smaal, A.C., Koningsveld, M. van, Osinga, R., Cado van der Lelij, J.A., Vries, M.B. de., 2016. Rijke riffen in de Noordzee : verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat. Rapport 1221293-000, Deltares (2016)

Van Hal R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken, E. Winter, 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW) - Fish community. IMARES Report C059/12 OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish.

Van Hal R., 2013. Round Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C117/13A.

Van Hal R., 2014. Demersal Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C125/14.

Van Hal, R., Griffioen, A.B. and van Keeken, O.A., 2017. Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research*, 126, pp.26-36.

Vanagt T., Van de Moortel L., Heusinkveld J., Faasse M., Pérez-Domínguez R. and Lock K., 2013. Assessment of the soft sediment fauna five years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2012011-2.

Vanagt T. and Faasse M., 2014. Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.

Vandendriessche, S., Derweduwen, J. and Hostens, K., 2015. Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia*, 756(1), pp.19-35.

Westerberg, H., I. Lagenfelt, & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. *Ices Journal of Marine Science* 64: 1457-1462.

Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*. 15(5-6): p. 369-375.

Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.

Wright, S.R., Lynam, C.P., Righton, D.A., Metcalfe, J., Hunter, E., Riley, A., Garcia, L., Posen, P. & Hyder, K., 2018. Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*.

Zabar, Z., Birenbaum, L., Cheo, B.R., Joshi, P.N. & Spagnolo, A., 1992. A detector to identify a de-energized feeder among a group of live ones. *IEEE transactions on power delivery*, 7(4), pp.1820-1824. DOI: 10.1109/61.156984

Ministerie van IenW & Ministerie van LNV, 2018. Ontwerp Mariene Strategie (deel 1). Actualisatie van huidige milieutoestand, goede milieutoestand, milieudoelen en indicatoren. Juni 2018 (OSPAR Commission 2013a, 2013b, 2013c, 2015)

Hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid

Barentse, J. Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie. Jacobs Comrimo Nederland, juli 2000.

van Doorn, J, Duursma, A., Koldenhof, Y. & Valstar, J. WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen. MARIN, 31132-3-MSCN-rev.1.0, 13 mei 2019

Koldenhof, Y. SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040, MARIN, 31797-1-MO-rev0.2, 7 maart 2022

Rijksoverheid (2022). Programma Noordzee 2022 – 2027

van Rooij, J. Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea. HVR Engineering, 081.R030.M006, 9 december 2020

Hoofdstuk 9 Landschap

Bishop, Ian. 2002. Determination of thresholds of visual impact: The case of wind turbines. *Environment and Planning B: Planning and Design*. 29. 707-718. 10.1068/b12854.

KNMI, 2012. Uurgegevens van het weer in Nederland. Gedownloade gegevens. Via <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/uurgegevens>.

Kyba, Christopher C. M.; Mohar, Andrej; Posch, Thomas (2017). "How bright is moonlight?". *Astronomy & Geophysics*. 58 (1): 1.31–1.32. doi:10.1093/astrogeo/atx025.

Lörzing, .H, Harbers, A., Breedijk, M., 2007. De zichtbaarheid van de Bellen van Zuylen-toren. Ruimtelijk Planbureau, Den Haag.

Martinez-Condo & Macknick, 2007: Venster op de Geest

Nierman et al, 2010, Beleving en Maatschappelijke aspecten zichtbaarheid windturbines Noordzee.

Pondera Consult, 2018, MER Kavel V Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), bijlage 10 – Zichtbaarheidsanalyse

Pondera Consult, 2019, MER Kavel VI en VII Windenergiegebied Hollandse Kust (west) (2019), bijlage 10 – Zichtbaarheidsanalyse

Pondera Consult, 2015, MER Kavels I t/m IV, Hollandse Kust (zuid) (2015)

Shang, Haidong & Bishop, Ian. (2000). Visual Thresholds for Detection, Recognition and Visual Impact in Landscape Settings. *Journal of Environmental Psychology*. 20. 125-140. 10.1006/jevp.1999.0153.

Hoofdstuk 10 Overige gebruiksfuncties

Agentschap Telecom, 2017, Toetsingscriterium Straalverbindingen en Windturbines.

Besluit luchtverkeer, 2014, Geraadpleegd via <https://wetten.overheid.nl/BWBR0035899/2014-12-12>.

Verordening EU nr. 923/2012, UITVOERINGSVERORDENING (EU) Nr. 923/2012 VAN DE COMMISSIE van 26 september 2012

Brown, C. Offshore Wind Farm Helicopter Search and Rescue Trials Undertaken at the North Hoyle Wind Farm; Report of helicopter SAR trials undertaken with Royal Air Force 'C' Flight 22 Squadron on March 22nd 2005. Maritime and Coastguard Agency, 2005.

Ecorys, Kansen, risico's en kosten voor de visserij bij toestaan sleepnetvisserij in windenergiegebieden Eindrapportage, Rotterdam, 30 juli 2019.

European Parliament, 2019, Conservation of fishery resources and protection of marine ecosystems through technical measures, Strasbourg, 16 April 2019

Howard, M. & C. Brown. Results of the electromagnetic investigations and assessments of marine radar, communications and positioning systems undertaken at the North Hoyle wind farm by QinetiQ and the Maritime and Coastguard Agency, 2004.

Howard et al., 2004, Results of the electromagnetic investigations and assessments of marine radar, communications and positioning systems undertaken at the North Hoyle wind farm by QinetiQ and the Maritime and Coastguard Agency, 15 November 2004.

IALA, Recommendation O-139 – The Marking of Man-made Offshore Structures December 2008.

Luchtvaartgids, Integrated Aeronautical Information Package, onder ENR 2.2, sub 3.2.1 en sub 3.3.2.3

MARIN, Veiligheidsstudie offshore windpark West Rijn; Nieuwe VSS bij Rotterdam, 2006, Rapport Nr. 20232.621 IAS

Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, 2020, Nationale Omgevingsvisie.

Minister van Economische Zaken en Klimaat, 11 februari 2022, Kamerbrief: Publicatie verordening Brexit Adjustment Reserve en nationale Invulling,

Mosselzaadinvanginstallaties. Geraadpleegd via <https://pdokviewer.pdok.nl/#>.

NLOG. Geraadpleegd via <https://www.nlog.nl/kaart-boringen>, update juni 2022

Noordezeeloket, 2018 Indicatieve routes recreatievaart Noordzee.

Omroep Flevoland, Brandstoftoeslag moet kotters vissers weer laten uitvaren.

<https://www.omroepflevoland.nl/nieuws/277623/brandstoftoeslag-moet-kottersvissers-weer-laten-uitvaren>, bron geraadpleegd in juni 2022

Periplus Archeomare, IJmuiden Ver Wind Farm Zone – an archaeological assessment of geophysical survey data, July 2021.

Radio Holland, Onderzoek naar radarverstoring door Prinses Amaliawindpark en Offshore Windpark Egmond aan Zee, Resultaten van de veldexperimenten in 2010 bij kalme zee, 2012

REASeuro, UXO Desk Top Study Wind Farm Zone IJmuiden Ver, April 2020.

Rijksoverheid, Nieuwsbericht 13-12-2011: Delen Noordzee verboden voor visserij door akkoord natuurbeweging, vissers en rijksoverheid. Geraadpleegd via:
<https://www.rijksoverheid.nl/actueel/nieuws/2011/12/13/delen-van-noordzee-verboden-voor-visserij-door-akkoord-natuurbeweging-vissers-en-rijksoverheid>

Spaven consulting. Wind turbines and radar: operational experience and mitigation measures. Report to a consortium of wind energy companies, december 2001.

To70, 2020. Effect of wind turbine wake turbulence on offshore helicopter operations in and around wind farms - HFDM analysis and consultation with helicopter operators.

van der Reijden et al, 2018, North Sea demersal fisheries prefer specific benthic habitats. PLoS ONE 13(12): e0208338. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208338>.
<https://www.wur.nl/nl/nieuws/Noordzeevissers-tonen-voorkeur-voor-zeldzame-habitats.htm>.

Vissersbond, Ontwikkelingen sanering vanuit BAR, <https://www.vissersbond.nl/ontwikkelingen-sanering-vanuit-bar/>, geraadpleegd in juni 2022

Vissersbond, Brandstofprijscrisis kottervisserij, <https://www.vissersbond.nl/brandstofprijscrisis-kottervisserij/>, bron geraadpleegd in juni 2022

Wageningen Economic Research, 2019 Wind op Zee: bepaling van de waarde van geplande windparkgebieden voor de visserij. Mol, Arie; Oostenbrugge, Hans van; Röckmann, Christine; Hintzen, Niels

WUR (2022), agrimatie – informatie over de agrosector.
<https://agrimatie.nl/PublicatiePage.aspx?subpubID=2526§orID=2860&themaID=2286&indicatorID=2880>, bron geraadpleegd in juni 2022.

Hoofdstuk 11 Elektriciteitsopbrengst en vermeden emissies

Banou, A., Laurent, A., & Olsen, S. I. (2016). Life cycle assessment of onshore and offshore wind energy – from theory to application. *Applied Energy*, 180, 327-337. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.058>

CBS (2022) Hernieuwbare energie; verbruik naar energiebron, techniek en toepassing. Bron: <https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/84917NED>. Geraadpleegd 13-04-2022

IPCC 2014, Chapter 7 – Energy Systems. Bron: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_chapter7.pdf Geraadpleegd 10-08-2022.

Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: *Int. J. Sustainable Manufacturing*, Vol. 3, No. 2, 2014, <http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf>

Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: *Int. J. Sustainable Manufacturing*, Vol. 3, No. 2, 2014, <http://www.ourenergypolicy.org/wp-content/uploads/2014/06/turbines.pdf>

Siemens Gamesa Renewable Energy, A clean energy solution – from cradle to grave, Environmental Product Declaration SG 8.0-167 DD.

WF East Anglia 3 heeft de status “Consented”. Bron: <https://www.thecrownstate.co.uk/en-gb/what-we-do/asset-map/>, geraadpleegd 13-04-2022

Bijlage 2
Voornemen



1 Nadere omschrijving voornemen

De volgende paragrafen beschrijven de onderdelen van het voornemen in meer detail:

- Individuele turbines;
- Turbineopstellingen;
- Type funderingen;
- Aanlegwijzen funderingen;
- Elektrische infrastructuur.

De afmetingen van de te onderzoeken turbines uit het voornemen en de verschillende funderingsvormen, aanlegwijzen en kenmerken van de elektrische infrastructuur zijn in onderstaande tabel 2.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen etc. en betreffen dan ook een bandbreedte.

Tabel 2.1 Bandbreedte turbines, funderingswijzen en elektrische infrastructuur.

Onderwerp	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	15 – 20 MW
Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, tripod, gravity based structure, suction bucket
Aanlegwijze paalfunderingen	Intrillen, heien, boren, suction
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SELss op 750 meter van de geluidsbron
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 - 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

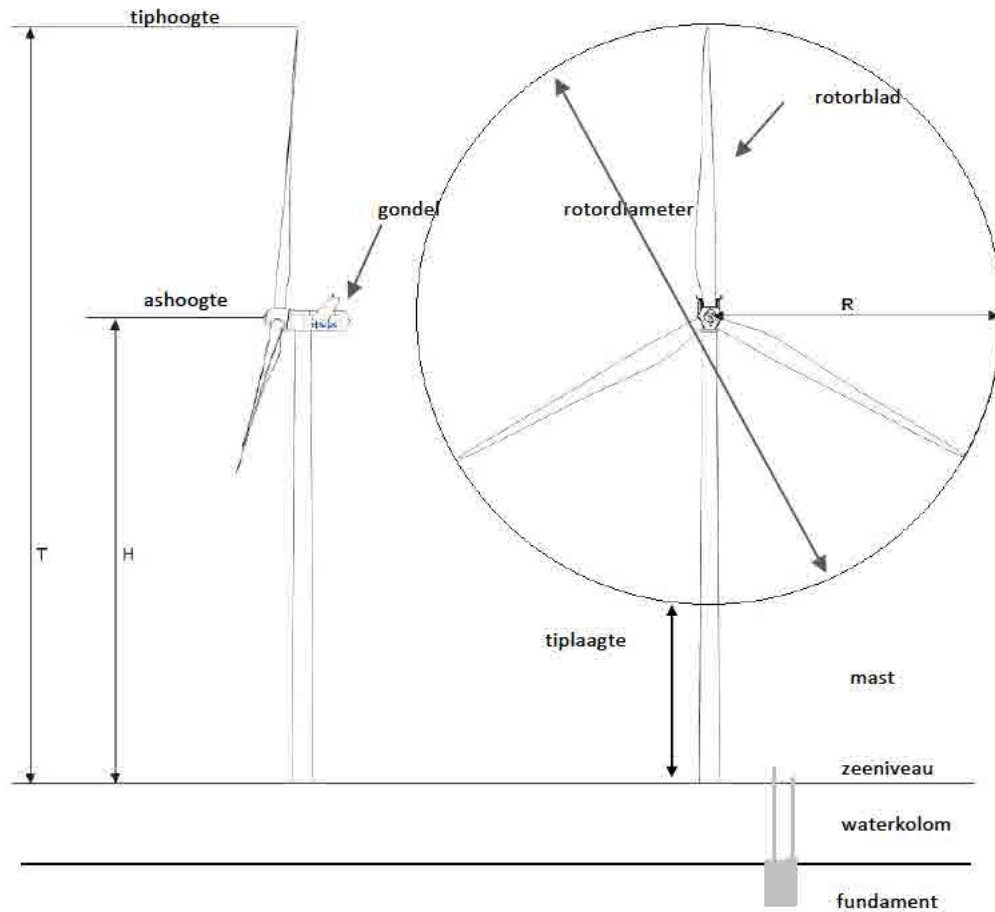
1.1 Individuele turbines

Het voornemen bestaat uit turbines met een vermogen van 15 tot en met 20 MW. De belangrijkste onderdelen van een windturbine zijn, ongeacht het type;

- de rotorbladen;
- de gondel waarin de generator zich bevindt, en;
- de mast;
- het fundament.

Deze onderdelen worden in figuur 2.1 weergegeven.

Figuur 2.1 Onderdelen windturbine (Bron: Vestas, 2011).



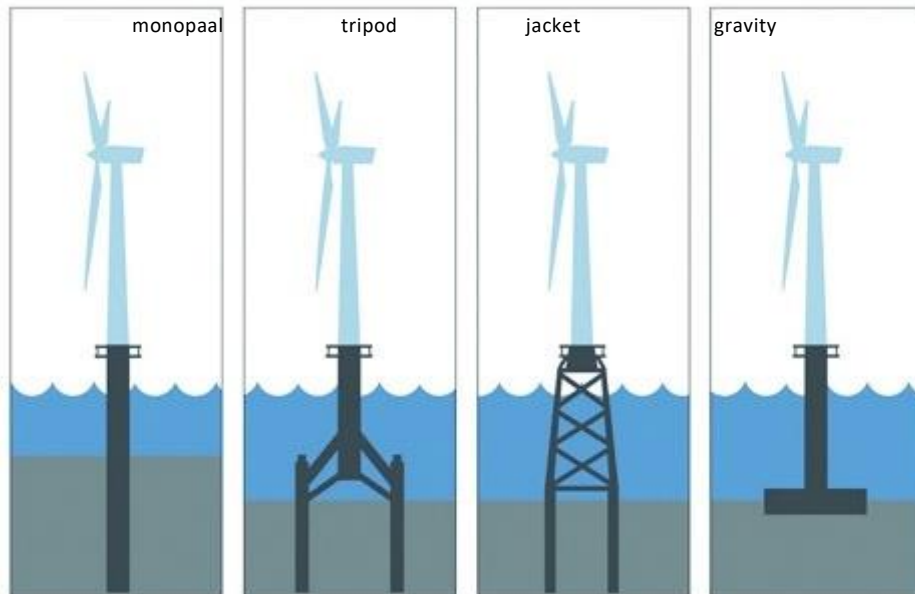
De afmetingen van de te onderzoeken turbines zijn in tabel 2.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen en betreffen dan ook een bandbreedte.

1.2 Type funderingen

De volgende type funderingen kunnen gebruikt worden voor de te plaatsen turbines (zie figuur 2.2, 2.3 en 2.4):

- Monopaal;
- Tripile;
- Tripod;
- Jacket;
- Gravity based;
- Suction bucket.

Figuur 2.2 Type funderingen¹. Suction bucket en tripile worden later verbeeld.



De diepte van de funderingen is afhankelijk van onder meer het turbinetype, de waterdiepte en de bodemgesteldheid. Bij de monopaal, tripile, tripod en jacket ligt de diepte van de funderingen tussen de 30 en 50 meter.

1.2.1 Monopaal

Dit fundatietype is over het algemeen geschikt voor ondiep water tot middelgrote waterdiepten (tot ongeveer 40 meter diepte). De dikte en de diameter van de paal zullen in het algemeen toenemen met de waterdiepte waarin deze geplaatst wordt en met de grootte van de windturbine. De monopaal is de meest gebruikte fundatietechniek voor offshore windturbines.

1.2.2 Jacket

Het jacket is een constructie die de windturbine draagt, welke veelal gebruikt wordt voor offshore platforms. Het bestaat uit meerdere palen die in de zeebodem staan en die met een aantal verbindingen met elkaar zijn verbonden, waar bovenop de windturbine wordt geplaatst. De grootte van het jacket is afhankelijk van de waterdiepte en de turbine.

1.2.3 Tripod

Een tripod kan het best vergeleken worden met het driepotige statief van een fotocamera. De centrale koker (turbinepaal) vormt de basis voor de turbine en deze paal wordt ondersteund door drie fundatiepalen die de turbinepaal dragen. De constructie bevindt zich onder het wateroppervlak. Dit type fundatie is vooral geschikt voor diep water.

¹ <http://www.theengineer.co.uk/in-depth/the-big-story/wind-energy-gets-serial/1012449.article>

1.2.4 Tripile

De tripile is vergelijkbaar met de tripod, met het verschil dat de constructie van de 3 fundatiepalen zich boven water bevindt.

Figuur 2.3 Voorbeeld van een tripile fundatie².



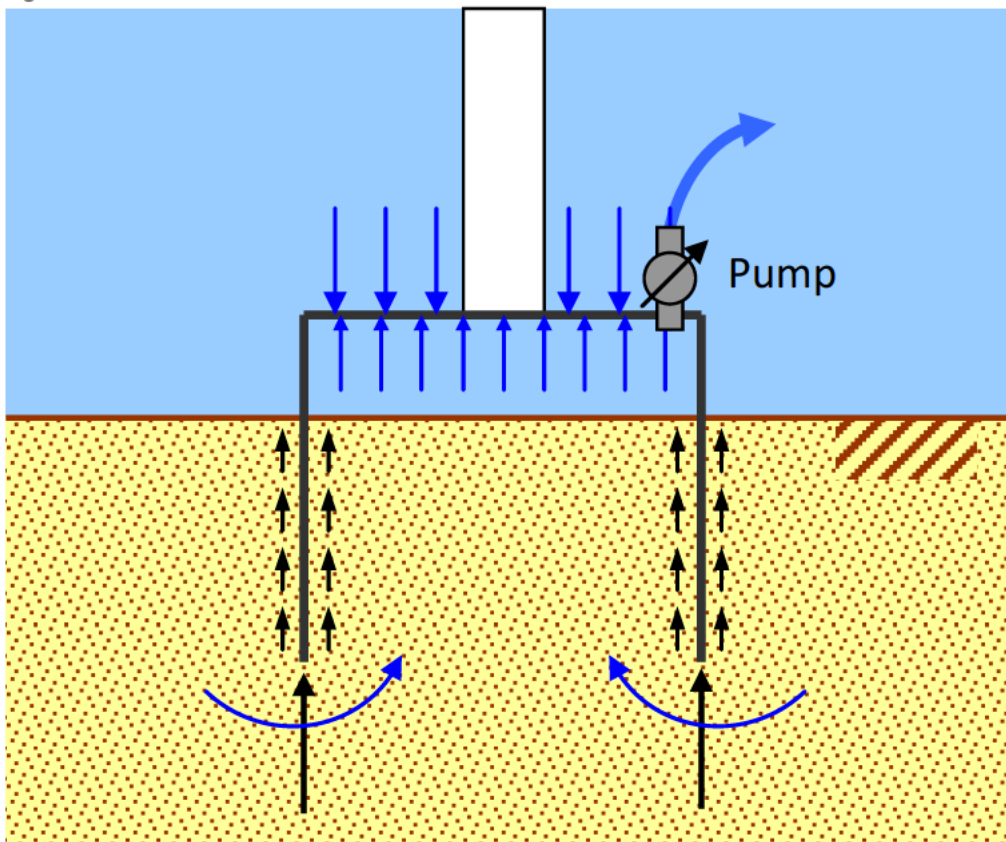
1.2.5 Gravity Based

Dit fundatietype is geschikt voor plaatsen met een stabiel zeebed en vaste grondmaterialen. De fundatie heeft een basis van beton of van een staalconstructie die met stenen, zand of water wordt gevuld. Voorafgaand aan de plaatsing van de basis op de zeebodem kan een laag van rotsen/stenen worden aangebracht, waarop deze basis geplaatst wordt. Waar de waterdiepte of de geologie monopiles ongeschikt maken, zijn "gravity based" fundaties een goed alternatief. De diameter van de gravity based is afhankelijk van het turbinetype dat geplaatst wordt.

1.2.6 Suction bucket

Een suction bucket is een cilindrische constructie waarvan de bovenkant is afgesloten (omgekeerde emmer, zie figuur 2.4). Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijderd waardoor de bucket zich vastzuigt en in de bodem dringt. Bovenop de suction bucket wordt de turbinepaal gemonteerd.

²<http://www.bard-offshore.de/en/projects/nearshore/hooksiel.html>

Figuur 2.4 Suction bucket³.

Er zijn ook drijvende turbinefundaties, die met ankers op hun plek worden gehouden. Vooral in diepere wateren zijn er voordelen van een dergelijke constructie, omdat fundamente daar kostbaar zijn. Vanwege de (geringe) waterdiepte in windenergiegebied IJmuiden Ver liggen drijvende turbines minder voor de hand.

1.3 Aanlegwijze paalfunderingen

De beschreven funderingen die gebruik maken van palen, te weten monopaal, jacket, tripile, tripod of suction bucket, kunnen op verschillende wijzen worden aangelegd:

- Intrillen;
- Heien;
- Boren;
- Suction.

1.3.1 Intrillen

Door trilapparaten te bevestigen bovenop de funderingspaal, die aan een kraan hangt, kan door middel van trillingen de funderingspaal de grond in worden gebracht. Terwijl de paal langzaam neergelaten wordt, zorgen de trillingen ervoor dat de paal onder zijn eigen gewicht in de bodem zakt. Specifieke combinaties van trillingsfrequentie en energie zijn nodig voor verschillende paalafmetingen en grondcondities. Voor

³ Aanvraag wijzigingsvergunning windpark Q10/Luchterduinen, Pondera Consult, 29 februari 2012

palen met grote diameter kunnen in plaats van één groot trilapparaat enkele kleinere apparaten gezamenlijk worden toegepast. Een voordeel van trillen is dat minder geluid wordt gegenereerd dan bij heien.

1.3.2 Heien

Afhankelijk van de bodemcondities, de diameter van de fundering en de hei-energie wordt geheid binnen de geluidnorm. Deze geluidnorm is relevant als het gaat om het in beeld brengen van de gevolgen van onderwatergeluid voor met name zeezoogdieren.

1.3.3 Boren

Twee varianten zijn te onderscheiden bij het boren, namelijk variant 1 waarbij eerst een gat wordt geboord waarna de fundatiepaal wordt geplaatst, en variant 2 waarbij van binnenuit een monopile wordt geboord. Een voordeel van boren is dat minder geluid wordt gegenereerd dan bij heien.

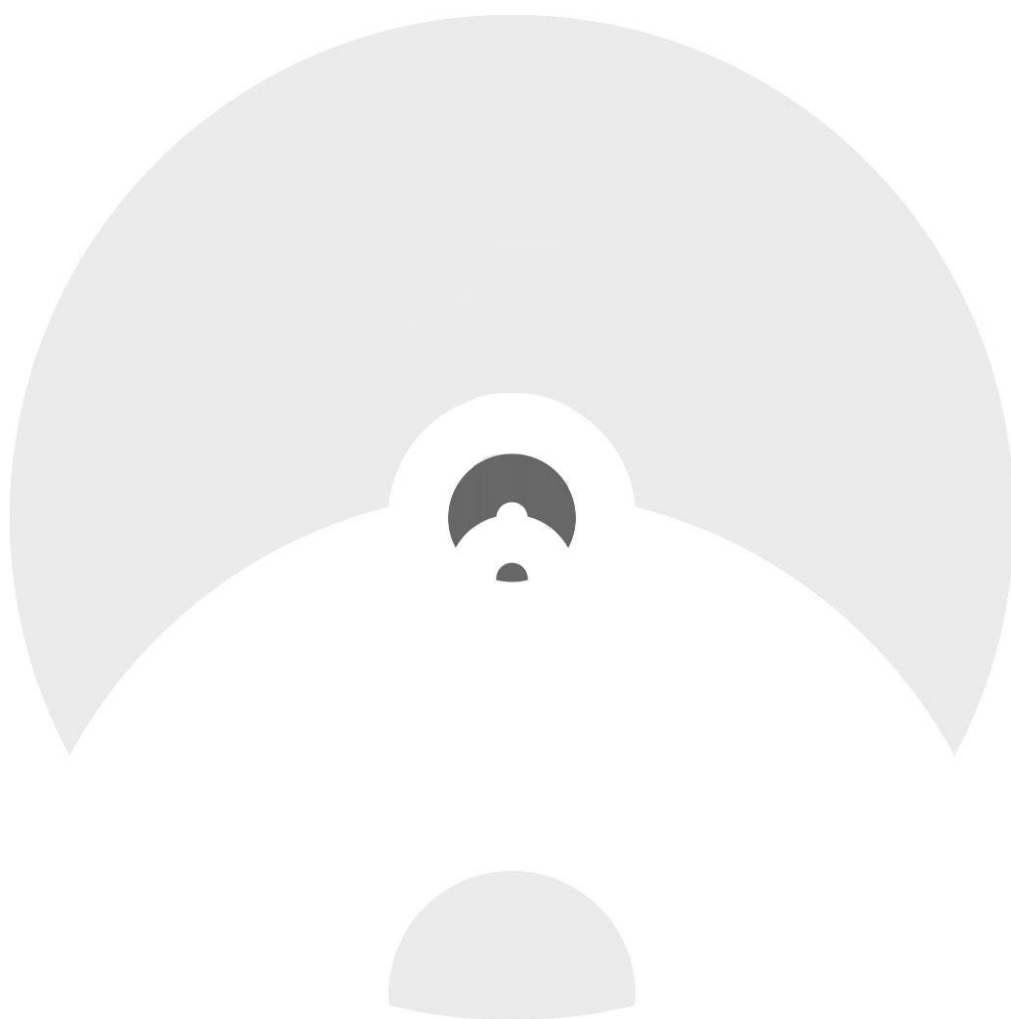
1.3.4 Suction

Een suction bucket wordt geïnstalleerd door het op de zeebodem te plaatsen en vervolgens een pomp te activeren die water uit de bucket verwijderd. Hierdoor wordt een drukverschil opgewekt wat resulteert in een neerwaartse kracht. Hierdoor wordt de suction bucket in de zeebodem gedrukt. Wanneer de pomp is uitgeschakeld wordt de fundering ondersteund door wandwrijving en draagkracht op de onderrand van de bucket, waardoor samen voldoende draagkracht wordt gemobiliseerd. De offshore olie- en gasindustrie heeft uitgebreide ervaring met suction buckets. Een voordeel van suction is dat er minder geluid wordt gegenereerd dan bij heien. Monopalen, tripods, tripiles en jackets kunnen door middel van suction buckets geïnstalleerd worden.

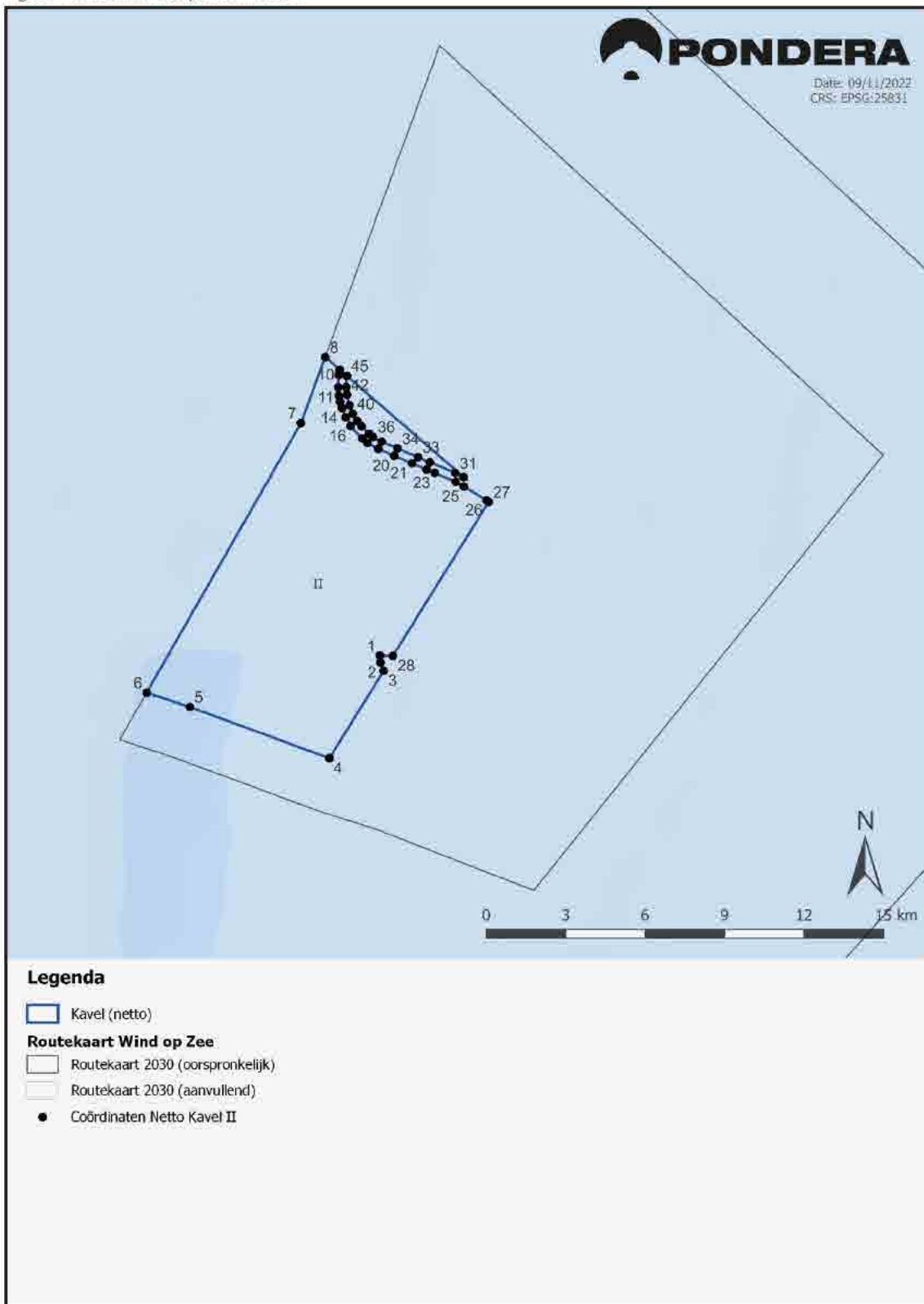
1.4 Elektrische infrastructuur

De inter-array bekabeling, dat wil zeggen de kabels binnen het windpark tussen de turbines en het nabijgelegen transformatorstation van TenneT op zee wordt uitgevoerd op een spanningsniveau van 66 kV. De kabels worden op circa 1 meter onder zeebedniveau ingegraven.

Bijlage 3
Coördinaten kavel



Figuur 1 Overzicht hoekpunten Kavel II



De hoekpunten van kavel II in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn weergegeven in bovenstaande figuur en onderstaande tabel (coördinatenstelsel ETRS 1989 UTM Zone N31). In werkelijkheid zijn er meer hoekpunten, aangezien er diverse gekromde grenzen (bochten) zijn. Deze zijn versimpeld weergegeven als coördinatenpunten.

Tabel III.1 Coördinaten hoekpunten in coördinatenstelsel ETRS89 / UTM zone 31N (EPSG 25831)

Hoekpunt	X-coördinaat	Y-coördinaat
1	531.261	5.851.306
2	531.294	5.851.042
3	531.422	5.850.734
4	529.481	5.847.368
5	524.148	5.849.128
6	522.498	5.849.609
7	527.990	5.859.979
8	528.823	5.862.498
9	529.393	5.862.036
10	529.364	5.861.845
11	529.353	5.861.367
12	529.391	5.861.058
13	529.445	5.860.824
14	529.520	5.860.594
15	529.672	5.860.254
16	529.865	5.859.932
17	530.329	5.859.476
18	530.520	5.859.313
19	530.942	5.859.104
20	531.550	5.858.862
21	532.231	5.858.603
22	532.790	5.858.380
23	533.101	5.858.266
24	533.905	5.857.954
25	534.217	5.857.789
26	535.101	5.857.293
27	535.173	5.857.238
28	531.752	5.851.306
29	529.663	5.861.818
30	534.196	5.858.147

31	533.874	5.858.289
32	532.898	5.858.660
33	532.451	5.858.839
34	531.662	5.859.140
35	531.062	5.859.379
36	530.730	5.859.549
37	530.578	5.859.660
38	530.279	5.859.936
39	530.111	5.860.128
40	529.934	5.860.402
41	529.800	5.860.701
42	529.687	5.861.108
43	529.652	5.861.388
44	529.663	5.861.818
45	529.663	5.861.818

Bijlage 4
Achtergrondrapportage vogels, vleermuizen, vissen en benthos



Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver

Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos

R.E. van der Vliet
E.G.R. Bakker
A. Potiek
J. Kraal
J.J. Leemans
M. Boonman
A. Gyimesi




Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver

Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos

R.E. van der Vliet, E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman, A. Gyimesi

Status uitgave: definitief

Rapportnummer:	22-104
Projectnummer:	21-0900
Datum uitgave:	20 september 2022
Projectleider:	dr. R. van der Vliet & dr. A. Gyimesi
Tweede lezers:	R.C. Fijn, MSc. & M. Teunis, Msc.
Naam en adres opdrachtgever:	Pondera Consult B.V. Amsterdamseweg 13, 6814 CM Arnhem Postbus 919, 6800 AX Arnhem
Referentie opdrachtgever:	email dd. 14-01-2022
Akkoord voor uitgave:	drs. R.C. Fijn
Paraaf:	

Graag citeren als: van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi 2022. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Trefwoorden: Natura 2000, aanvaringsslachtoffers, verstoring, habitatverlies, Milieu Effect Rapportage, windenergie op zee, windturbines

Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Pondera Consult

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden veeleenvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Bureau Waardenburg bv hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.



Bureau Waardenburg, Varkensmarkt 9 4101 CK Culemborg, 0345 51 27 10, info@buwa.nl, www.buwa.nl



Voorwoord

De Rijksoverheid heeft doelen geformuleerd om in 2050 alle gebruikte energie in Nederland uit duurzame bronnen op te wekken. Nederland heeft met de Noordzee een gunstige plek voor windenergie op zee en daarom onderzoekt de Rijksoverheid de mogelijkheden voor de groei van het aantal windmolenparken op zee in Nederland. Hiervoor zijn afspraken geformuleerd in het Energieakkoord.

De Rijksoverheid wil de effecten van wind op zee op de natuur binnen de toegestane grenzen houden. Daarom worden voor de zogeheten kavels van nieuw te ontwikkelen windparken Milieu Effect Rapportages (MER's) en Passende Beoordelingen (PB's) opgesteld om de effecten op o.a. ecologie te bepalen voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbine-types. Vervolgens kunnen ontwikkelaars hun initiatieven binnen deze bandbreedte verder uitwerken.

Eén van de windenergiegebieden die op deze manier zal worden beoordeeld is IJmuiden Ver. Bureau Waardenburg is door Pondera Consult benaderd om een bijdrage te leveren aan de onderdelen 'Vogels' (lokaal verblijvende zeevogels (zowel broed- als niet-broedvogels) en vogels tijdens seizoenstrek), 'Vleermuizen', 'Vissen' en 'Benthos' in deze procedures.

Onderhavig document is een achtergrondrapport dat door Pondera kan worden gebruikt bij het opstellen van het MER voor kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels, vleermuizen, vissen en benthos.

Aan de totstandkoming van dit rapport werkten mee:

Abel Gyimesi	projectleiding, rapportage
Roland van der Vliet	projectleiding, rapportage
Astrid Potiek	analyses, rapportage
Jacco Leemans	analyses, rapportage
Jente Kraal	rapportage
Martijn Boonman	rapportage
Miriam Schutter	rapportage
Rebecca Bakker	rapportage
Jurryt Zwerver	GIS-analyses, kaarten
Robert Middelveld	GIS-analyses, kaarten
Malenthe Teunis	kwaliteitscontrole
Ruben Fijn	kwaliteitscontrole

Genoemde personen zijn door opleiding, werkervaring en zelfstudie gekwalificeerd voor de door hen uitgevoerde werkzaamheden. Het project is uitgevoerd volgens het kwaliteitshandboek van Bureau Waardenburg. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg is ISO gecertificeerd.



Vanuit Pondera werd de opdracht begeleid door de heer M. Jaspers Fajier. Wij danken hem voor de prettige samenwerking. Vanuit Rijkswaterstaat heeft Raoul Syrier (Rijkswaterstaat Zee en Delta) het project begeleid. Daarnaast worden Maarten de Jong, Koen Dorsman (beide Rijkswaterstaat Zee en Delta), en Laura Jansen (Ministerie van Economische Zaken en Klimaat) bedankt voor hun bijdragen bij de totstandkoming van deze rapportage.

Disclaimer

De studie betreft een beoordeling van de huidige aanwezigheid van beschermde soorten planten en dieren. Deze beoordeling is gebaseerd op bronnenonderzoek en deskundigenoordeel. Bureau Waardenburg waarborgt dat het onderzoek is uitgevoerd door deskundige onderzoekers volgens de gangbare standaardmethoden. Het bureau is niet aansprakelijk voor waarnemingen van soorten door derden en waarnemingen die na afronding van de studie bekend worden gemaakt.



Inhoud

Voorwoord	3
DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK	7
1 Voorgenomen ingreep	8
1.1 Plangebied	8
1.2 Ontwikkeling windenergie	8
2 Relevante wetgeving en beleid	10
2.1 Natura 2000-gebieden	11
2.2 Soortenbescherming	19
2.3 Natuurnetwerk Nederland	20
2.4 Kaderrichtlijn Mariene Strategie	20
2.5 OSPAR-verdrag	22
3 Effecten op vogels en vleermuizen	24
3.1 Vogels	24
3.2 Vleermuizen	35
4 Effecten op onderwaterleven: vissen en benthos	38
4.1 Vissen	39
4.2 Benthos	48
5 Materiaal en methoden	55
5.1 Brongegevens	55
5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels	64
5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen	71
5.4 Effectbepaling en –beoordeling vissen	73
5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos	73
5.6 Effectbeoordeling	73
DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN	75
6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied	76
6.1 Vogels	76
6.2 Vleermuizen	101
7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied	105
7.1 Algemeen	105
7.2 Vissen	106
7.3 Benthos	110
DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD	117
8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen	118
8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering	118



8.2	Effecten op vogels tijdens gebruiksfase	119
8.3	Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen	130
8.4	Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen	131
9	Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos	132
9.1	Effecten op vissen	132
9.2	Effecten op benthos	134
9.3	Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos	137
9.4	Samenvatting effecten op KRM vis- en benthossoorten en habitats	138
10	Mitigatie	141
10.1	Vogels en vleermuizen	141
10.2	Vissen en benthos	146
11	Cumulatieve effecten	149
11.1	Vogels	150
11.2	Vleermuizen	164
11.3	Vissen	166
11.4	Benthos	166
	Literatuur	167
	Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving	192
	Bijlage II: Soortenlijst vis	206
	Bijlage III: Soortenlijst benthos	208
	Bijlage IV: Aanvaringen met tweebladige turbines	211



DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK



1 Voorgenomen ingreep

1.1 Plangebied

Het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in de zuidelijke Noordzee op 63 km van de Noord-Hollandse kust, ten noordwesten van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het gebied van de vier kavels (van elk 1.000 MW) heeft een oppervlakte van ca. 388 km². Binnen deze rapportage worden de effecten van kavels I (met een oppervlakte van ca. 93 km²) en II (met een oppervlakte van ca. 96 km²) beoordeeld. De beoordeling van kavels III en IV vindt plaats in een parallelle procedure.



Figuur 1.1 Ligging van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver.

1.2 Ontwikkeling windenergie

In het windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen ontwikkelaars in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie. Om op voorhand (zonder concrete configuratie) tot een goede inschatting te komen van de effecten van het initiatief binnen de verschillende kavels, worden de effecten op ecologie bepaald voor een bandbreedte tussen een minimale en een maximale variant van lay-outs en turbintypes. Een windpark gevuld met 15 MW windturbines met een rotordiameter van 236 m wordt hierbij als het alternatief met het maximum aantal turbines (maximum alternatief) beschouwd en een windpark gevuld met 20 MW turbines met een rotordiameter van 280 m als het alternatief met het minimum aantal turbines (minimum alternatief; tabel 1.1). De



specificaties van de twee alternatieven zijn aangeleverd door Pondera Consult, na consultatie van Rijkswaterstaat Zee en Delta en de betrokken ministeries, voorafgaand aan het opstellen van onderhavig rapport en vastgelegd in de NRD.

Tabel 1.1 Windparkparameters per kavel voor Alternatief 1 en 2, als zijnde minimum- en maximum alternatief.

Alternatief	Turbine vermogen (MW)	Aantal turbines	Indicatief aantal MW	Turbine tijaagte (m)	Rotordiameter (m)	Ashoogte (m)
1	15	67	1.000	25	236	143
2	20	50	1.000	25	280	165



2 Relevante wetgeving en beleid

In dit hoofdstuk worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Windenergie op Zee' (2015) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven voor wat betreft de doelstelling voor windenergie op zee. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst waaraan moet worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit, zoals de Wet natuurbescherming. In het kavelbesluit ligt de finale toestemmingsverlening verankerd. Er zijn daarmee geen aparte vergunningen en ontheffingen op grond van de Wet natuurbescherming vereist, wat niet weg neemt dat voor windenergie op zee dezelfde natuurbeschermingsnormen gelden als voor andere ingrepen, met mogelijk effecten op beschermde soorten en gebieden. Waar in onderstaande tekst dus over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden gezien in het licht van (de vervangende toestemming in) het kavelbesluit.

De belangrijkste Europese regelgeving ten aanzien van de bescherming van natuurwaarden is gebaseerd op de EU-Habitatrichtlijn ('*Habitat Directive*' (92/43/EEC)), de Vogelrichtlijn ('*Birds Directive*' (1009/147/EC)) en de Ramsar Convention. In Europees verband wordt de soortbescherming van vogels gedefinieerd in de Vogelrichtlijn op basis van status en gevoeligheid van individuele soorten. De gebiedsbescherming uit de EU-Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn is in Nederland gebaseerd op het Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden en soorten. Vanaf 1 januari 2017 zijn soortenbescherming en gebiedsbescherming geïmplementeerd in de **Wet natuurbescherming** (Wnb), dus ook voor de soorten die voorkomen in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In dit MER wordt onderzocht of er door de constructie, exploitatie en/of verwijdering van een windpark sprake is van mogelijke overtreding van verbodsbepalingen op beschermde soorten.

De constructie en de exploitatie van een windpark kan diverse effecten hebben op de in de omgeving verkerende flora en fauna. Deze effecten worden in dit rapport uiteengezet en getoetst. Er worden drie fasen onderscheiden waarin effecten op kunnen treden:

- **Constructiefase** - constructie van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Exploitatiefase** - aanwezigheid masten, draaien van windturbines en onderhoud en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Verwijderingsfase** - verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen.



2.1 Natura 2000-gebieden



Figuur 2.1 Overzicht van de locatie van het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel I en kavel II en de omliggende Natura 2000-gebieden.

In dit hoofdstuk wordt eerst de wet- en regelgeving nader toegelicht. Daarna worden elk van deze Natura 2000-gebieden besproken indien zij een instandhoudingsdoelstelling hebben voor broedvogels en/of niet-broedvogels. Een overzicht van de ligging van Natura 2000-gebieden is gepresenteerd in figuur 2.1.

2.1.1 Wetgeving rondom Natura 2000-gebieden

Gebiedsbescherming is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 2. Natura 2000-gebieden'.

Als de constructie of de exploitatie van een windpark negatieve effecten heeft op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen (kortweg: IHD's) van één of meer Natura 2000-gebieden, is een vergunning op grond van de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) vereist. Ook kunnen maatregelen om negatieve effecten te voorkomen, te verminderen of te compenseren nodig zijn.

Voorliggend rapport is een verkennend onderzoek naar de effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden. De centrale vraag van deze toetsing is: bestaat er een reële kans op significant negatieve effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of kan het optreden van significant negatieve effecten met zekerheid worden uitgesloten?

Meer in detail geeft deze rapportage antwoord op de volgende vragen:



- Welke beschermde natuurgebieden liggen binnen de invloedssfeer van het windenergiegebied? Wat zijn de IHD's voor deze natuurgebieden?
- Wat is de ligging van het plangebied ten opzichte van de habitattypen, de leefgebieden van soorten of andere natuurwaarden waarvoor de betreffende Natura 2000-gebieden zijn aangewezen? Welke functies heeft het plangebied en zijn invloedssfeer voor deze beschermde natuurwaarden?
- Welke effecten heeft de constructie en de exploitatie van een windpark op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden?
- Wat zijn de effecten van het windpark als deze worden beschouwd in samenhang met andere activiteiten en plannen, met andere woorden, wat zijn de cumulatieve effecten?
- Kunnen significante effecten (inclusief cumulatieve effecten) met zekerheid worden uitgesloten?

De effecten van de ingreep worden getoetst aan de IHD's die voor de Natura 2000-gebieden binnen de invloedssfeer van het windenergiegebied (zullen) gelden. Deze zijn ontleend aan de (concept) aanwijzingsbesluiten (<https://www.natura2000.nl/index.php/gebieden>).

2.1.2 Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels

Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. In dit hoofdstuk worden deze Natura 2000-gebieden gepresenteerd, inclusief alle broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling in het betreffende gebied. Van deze soorten zijn in de beoordeling uitsluitend broedvogelsoorten meegenomen die terecht kunnen komen in windenergiegebied IJmuiden Ver op basis van hun gemiddeld maximale foerageerrange (zie §6.1.2). Natura 2000-gebieden waarvan geen enkele beschermde soort in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kan komen of slachtoffers zijn voorspeld, worden verder buiten beschouwing gelaten. Dit geldt bijvoorbeeld voor het Duitse Vogelrichtlijngebied Helgoland (zie figuur 6.2). Voor de ligging van de verschillende Natura 2000-gebieden zie figuur 2.1.

Duinen en Lage Land Texel

In het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn 12 vogelsoorten aangewezen als broedvogels met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.1). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Duinen Vlieland

In het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland zijn 8 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.2). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).



Tabel 2.1 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen).*

Broedvogels		
roerdomp (5p)	blauwe kiekendief (20p)	dwergstern (40p)
lepelaar (120p)	kluut (120p)	velduil (20p)
eider (110p)	bontbekplevier (20p)	roodborsttapuit (40p)
bruine kiekendief (30p)	kleine mantelmeeuw (14.000p)	tapuit (100p)

Tabel 2.2 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen Vlieland (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Broedvogels		
aalscholver (870p)	blauwe kiekendief (9p)	eider (2.100p)
lepelaar (170p)	bruine kiekendief (20p)	tapuit (35p)
porseleinhoen (4p)	kleine mantelmeeuw (2.500p)	

Waddenzee

In het Nederlandse Natura 2000-gebied Waddenzee zijn 13 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.3). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Tabel 2.3 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Waddenzee (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Broedvogels		
lepelaar (430p)	eider (5.000p)	bruine kiekendief (30p)
blauwe kiekendief (3p)	kluut (3.800p)	bontbekplevier (60p)
strandplevier (50p)	kleine mantelmeeuw (19.000p)	grote stern (16.000p)
visdief (5.300p)	noordse stern (1.500p)	dwergstern (200p)
velduil (5p)		

Flamborough and Filey Coast

In het Britse Flamborough and Filey Coast zijn 4 vogelsoorten als broedvogel aangewezen met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.4). Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston *et al.* 2013). Minder dan 1% van alle foerageertochten reikten verder dan 200



km van de kolonie. Foerageertochten van jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs waarbij een van de zoekgebieden wordt doorkruist kunnen dan ook als incidenteel beschouwd worden.

Tabel 2.4 Beschermde vogelsoorten in Flamborough and Filey Coast.

broedvogels		
jan-van-gent	drieteenmeeuw	zeekoet
alk		

2.1.3 Natura 2000-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Verskillende Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee zijn (ook) voor zeevogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen. In voorliggende rapportage behandelen we alleen niet-kustgebonden vogelsoorten die in theorie in aanvaring kunnen komen met windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver en die buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee leiden. Voor de effecten van habitatverlies wordt uitsluitend het Natura 2000-gebied de Bruine Bank behandeld, voor alle overige Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee geldt dat ze op dusdanig grote afstand liggen van IJmuiden Ver dat effecten op voorhand zijn uitgesloten. Dit hoofdstuk behandelt alleen de relevante Natura 2000-gebieden, dat wil zeggen de gebieden met IHD's als niet-broedvogel voor vogelsoorten waarvan buiten het broedseizoen minstens 1 slachtoffer wordt verwacht in IJmuiden Ver (zie §8.2.1).

Momenteel zijn er in Nederland voor niet-broedvogels twee offshore Natura 2000-gebieden (Friese Front en Bruine Bank) aangewezen. Van de andere Nederlandse Natura 2000-gebieden langs de kust hebben alleen de Noordzeekustzone en Voordelta voor specifieke zeevogelsoorten IHD's als niet-broedvogel. De overige IHD's van deze gebieden betreffen kustgebonden watervogels.

Daarnaast gelden IHD's voor verschillende zeevogelsoorten als niet-broedvogel in de buitenlandse Natura 2000-gebieden Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer, Seevogelschutzgebiet Helgoland, Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete, SPA Östliche Deutsche Bucht, Sydlige Nordsø, Greater Wash en Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Voor de vogelsoorten waarvoor in deze en in overige Natura 2000-gebieden IHD's gelden als niet-broedvogel maar verder in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust, zijn effecten op voorhand uitgesloten.

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen voor zes niet-broedvogelsoorten met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.5). IJmuiden Ver overlapt niet met de Bruine Bank, zodat er geen sprake is van direct habitatverlies. Wel kunnen de verstoringseffecten van windturbines verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windenergiegebied (Dierschke *et al.*



2016), zodat een effect van habitatverlies in een buffergebied rondom het windenergiegebied wel wordt behandeld.

Tabel 2.5 Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank.

Niet-broedvogels		
jan-van-gent (behoud)	grote mantelmeeuw (behoud)	zeekoet (behoud)
grote jager (behoud)	dwergmeeuw (behoud)	alk (behoud)

Friese Front

Het Friese Front is volgens het aanwijzingsbesluit aangewezen voor zeekoet met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Kavel I en II van IJmuiden Ver liggen op ca. 80 kilometer van het Friese Front.

Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer behelst een groot deel van de Duitse Oost-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. In dit gebied zijn 78 soorten als niet-broedvogel met IHD's gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.6). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.



Tabel 2.6 *Beschermd vogelsoorten in Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Niet-broedvogels		
kleine zwaan	wilde zwaan	knobbelzwaan
alk	zeekoet	parelduiker
roodkeelduiker	aalscholver	geoorde fuut
roodhalsfuut	fuut	dodaars
kolgans	grauwe gans	kleine rietgans
rietgans	rotgans	brandgans
bergeend	wilde eend	krakeend
pijlstaart	slobeend	wintertaling
zomertaling	smient	tafeleend
kuifeend	grote zee-eend	zwarte zee-eend
brilduiker	nonnetje	middelste zaagbek
eider	blauwe reiger	lepelaar
steenloper	drieteenstrandloper	bonte strandloper
kanoet	krombekstrandloper	paarse strandloper
strandplevier	kleine plevier	bontbekplevier
goudplevier	zilverplevier	kievit
watersnip	scholekster	grutto
rosse grutto	wulp	regenwulp
kemphaan	kluut	zwarte ruiter
groenpootruiter	tureluur	kokmeeuw
zilvermeeuw	stormmeeuw	kleine mantelmeeuw
grote mantelmeeuw	dwergmeeuw	drieteenmeeuw
grote stern	visdief	noordse stern
dwergstern	zwarte stern	lachstern
slechtvalk	strandleeuwerk	oeverpieper
gele kwikstaart	frater	sneeuwgorst

Seevogelschutzgebiet Helgoland

In het Duitse Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland zijn 5 soorten als niet-broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.7). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.



Tabel 2.7 *Beschermdе vogelsoorten in Natura 2000-gebied Seevogel Schutzgebiet Helgoland. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

niet-broedvogels		
alk	zeekoet	jan-van-gent
pareldu ker	roodkeelduiker	zwarte zee-eend
eider	roodhalsfuut	drieteenmeeuw
stormmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw
grote stern	visdief	noordse stern

Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete

Het Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete beslaat een groot deel van de Duitse Noord-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. Dit gebied is voor 51 vogelsoorten aangewezen als broedvogel en voor 58 soorten als niet-broedvogel met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.8). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 2.8 *Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Niet-broedvogels		
kleine zwaan	wilde zwaan	aalscholver
noordse stormvogel	alk	zeekoet
roodkeeldu ker	parelduiker	roodhalsfuut
rotgans	brandgans	bergeend
zwarte zee-eend	eider	wilde eend
pijlstaart	slobeend	wintertaling
smient	blauwe reiger	kievit
steenloper	drieteenstrandloper	bonte strandloper
kanoet	krombekstrandloper	strandplevier
bontbekplevier	watersnip	scholekster
rosse grutto	wulp	regenwulp
kemphaan	goudplevier	zilverplevier
kluut	zwarte ruiter	groenpootruiter
tureluur	smelleken	slechtvalk
ruigpootbuizerd	blauwe kiekendief	zeearend
zilvermeeuw	stormmeeuw	kleine mantelmeeuw
grote mantelmeeuw	dwergmeeuw	kokmeeuw
drieteenmeeuw	noordse stern	paapje



baardman	strandleeuwer k	frater
sneeuwgorst		

SPA Östliche Deutsche Bucht

Het Duitse Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is voor 18 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.9).

Tabel 2.9 *Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht.*

Niet-broedvogels		
fuut	zwarte zee-eend	noordse stormvogel
jan-van-gent	roodkeeldu ker	pareldu ker
drieteenmeeuw	kokmeeuw	dwergmeeuw
stormmeeuw	kleine mantelmeeuw	zilvermeeuw
grote mantelmeeuw	visdief	noordse stern
grote stern	alk	zeekoet

Sydlike Nordsø

Het Deense Natura 2000-gebied Sydlike Nordsø is voor 10 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.10).

Tabel 2.10 *Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Sydlike Nordsø.*

Niet-broedvogels		
eider	zwarte zee-eend	pareldu ker
roodkeeldu ker	grote jager	dwergmeeuw
jan-van-gent	alk	zeekoet
kleine a k		

Greater Wash

Het Britse Natura 2000-gebied Greater Wash is voor 3 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.11).

Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex

Het Britse Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex is voor 16 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.12).



Tabel 2.11 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Greater Wash. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Niet-broedvogels		
roodkeeldu ker	zwarte zee-eend	dwergmeeuw

Tabel 2.12 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Niet-broedvogels		
alk	brildu ker	ijseend
roodkeeldu ker	zilvermeeuw	stormmeeuw
dwergmeeuw	kokmeeuw	grote zee-eend
zwarte zee-eend	middelste zaagbek	kuifaalscholver
kuifduiker	drieteenmeeuw	eider
zeekoet		

Overige Natura 2000-gebieden

Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden het plangebied van IJmuiden Ver bereiken om te foerageren. Via het verdrag van de 'Ramsar Convention', waarin de bescherming van internationaal belangrijke wetlands en daaraan gelieerde vogelsoorten is geregeld, worden ook lange-afstand trekvogels, die in aanraking kunnen komen met windturbines langs de trekroutes, beschermd. Daarnaast kan ook menig trekvogel, waarvoor in één of meer Natura 2000-gebieden IHD's gelden, tijdelijk gebruik maken van het plangebied, of het plangebied doorkruisen tijdens de seizoenstrek. Hierdoor kan er sprake zijn van externe werking (zie Bijlage I), omdat deze vogelsoorten effecten kunnen ondervinden van het windenergiegebied. Deze effecten worden in onderhavig rapport beoordeeld.

2.2 Soortenbescherming

De bescherming van soorten is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 3. Soorten'.

Bij de realisatie van IJmuiden Ver moet rekening worden gehouden met het huidige voorkomen van beschermde soorten planten en dieren in het plangebied. Als de voorgenomen ingreep leidt tot het overtreden van verbodsbepalingen betreffende beschermde soorten, zal moeten worden nagegaan of een vrijstelling geldt of dat een ontheffing moet worden verkregen.

De effecten van de constructie en de exploitatie van een windpark op beschermde soorten planten en dieren zijn in beeld gebracht en getoetst aan de verbodsbepalingen uit de Wnb. Daarbij is ingegaan op de volgende vragen:

- Welke beschermde soorten komen mogelijk of zeker voor in de invloedssfeer van het windenergiegebied?



- Welke effecten op beschermde soorten heeft de realisatie van een windpark?
- Kunnen deze effecten een wezenlijke negatieve invloed op de betrokken soorten hebben?
- Welke verbodsbepalingen worden overtreden en is hiervoor een ontheffing nodig?
- Is er mogelijk sprake van een effect op de Staat van Instandhouding (Svl) van de betrokken soorten?
- Welke maatregelen voor mitigatie en compensatie van schade aan beschermde soorten zijn noodzakelijk?

De Wet natuurbescherming onderscheidt bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

- beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Wnb § 3.1),
- beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Wnb § 3.2) en
- beschermingsregime andere soorten (Wnb § 3.3).

2.3 Natuurnetwerk Nederland

Naast deze bescherming is in Nederland het **Natuurnetwerk Nederland** (NNN; voormalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS)) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingzones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied IJmuiden Ver, maakt onderdeel uit van de NNN. De kern van de bescherming van het NNN is dat de kernwaarden van het gebied niet mogen worden aangetast door een ingreep zoals beschreven in de Nota Ruimte (VROM 2005). In de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is echter de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat windparken op zee in NNN-gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwerk van natuurgebieden op land en water wordt gecreëerd dat aansluit aan het Europees netwerk. De constructie van een windpark zal geen belemmering vormen voor dit doel. Als gevolg van beide redenen zal de NNN dan ook niet verder beschouwd worden in onderhavig rapport.

2.4 Kaderrichtlijn Mariene Strategie

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (2008/56/EC) wordt in Nederlandse wetgeving geïmplementeerd in de Mariene Strategie. De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) verplicht de EU-lidstaten te bepalen wat in hun mariene wateren een goede milieutoestand is en de nodige maatregelen te treffen om deze per 2020 bereikt te hebben en vervolgens te behouden. Hiervoor is een lijst gemaakt van kwalitatief beschrijvende elementen (descriptor) waaraan moet worden voldaan (tabel 2.13).

Momenteel is er nog geen wetgeving met betrekking tot de kwalitatieve beoordeling van deze descriptor. Door de Rijksoverheid wordt met name met betrekking tot het kwaliteitselement zeebodem-integriteit (descriptor 6 in tabel 2.13) gezocht naar een



protocol om menselijke activiteiten (plannen of projecten) te beoordelen aan deze richtlijn. Het is nog niet bepaald in hoeverre bepaalde indicatorsoorten meegenomen moeten worden bij het beoordelen van de effecten van menselijke activiteiten op de doelstellingen van descriptor zeebodem-integriteit. Vogels en vleermuizen worden in dit kader alleen generiek benoemd zodat de Mariene Strategie-doelen overeenkomen met de Wnb-doelen. Wel is het zo dat een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver geen afbreuk mag veroorzaken aan de eisen die worden gesteld in de 11 kwalitatieve descriptoren.

Tabel 2.13 De descriptoren uit de Kaderrichtlijn Mariene Strategie zoals omschreven in de Mariene Strategie.

#	Kwalitatieve descriptoren
1	De biologische diversiteit wordt behouden.
2	Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten komen voor op een niveau waarbij het ecosysteem niet verandert.
3	Populaties van alle commercieel geëxploiteerde soorten vis, schaal- en schelpdieren blijven binnen veilige biologische grenzen, en vertonen een opbouw qua leeftijd en omvang die kenmerkend is voor een gezond bestand.
4	Alle elementen van de mariene voedselketens komen voor in normale dichtheden en diversiteit.
5	Door de mens teweeggebrachte eutrofiëring is tot een minimum beperkt.
6	Integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn.
7	Permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen berokkent de mariene ecosystemen geen schade.
8	Concentraties van vervuulende stoffen zijn zodanig dat geen verontreinigingseffecten optreden.
9	Vervuulende stoffen in vis en andere visserijproducten voor menselijke consumptie overschrijden niet de grenzen die door communautaire wetgeving of andere relevante normen zijn vastgesteld.
10	De eigenschappen van, en de hoeveelheden zwerfvuil op zee veroorzaken geen schade aan het kust- en mariene milieu.
11	De toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, is op een niveau dat het mariene milieu geen schade berokkent.

In voorliggend document wordt in het kader van de KRM extra aandacht besteed aan bepaalde soorten vissen en bodemdieren. Bescherming van vissen valt onder descriptor 1 (biodiversiteit), en bescherming van benthos valt zowel onder descriptor 1 (biodiversiteit) als descriptor 6 (integriteit zeebodem). De descriptor onderwatergeluid (11) is ook relevant voor het plangebied, maar deze is vooral gericht op verstoring van zeezoogdieren, die in voorliggend niet worden behandeld. Het effect van onderwatergeluid op vissen en benthos valt hierbij onder descriptor 1 (biodiversiteit).

De volgende overkoepelende criteria zijn geformuleerd voor descriptoren 1 en 6:

- (vissen) De populatiedichtheden en demografie van populaties van vissen duiden op gezonde populaties (descriptor 1).
- (benthos) Verbetering van de omvang, conditie en globale verspreiding van populaties van de gemeenschap van benthossoorten (descriptor 1 en 6).
- (zeebodem) Fysieke verstoring van de zeebodem door menselijke activiteiten wordt beperkt om te waarborgen dat de omvang, conditie en globale verspreiding



van populaties van de gemeenschap van kenmerkende benthosoorten toeneemt en doelen voor specifieke habitats worden gehaald (descriptor 6).

Binnen het KRM zijn geen beschermde vis- of benthosoorten aangewezen en ook geen instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd. Wel is in het KRM een programma van maatregelen opgesteld voor 2022 – 2027, als onderdeel van de biodiversiteitsdescriptor, een goede milieutoestanden opgesteld voor kwetsbare vissoorten volgens OSPAR-beoordelingswaarde en het verbeteren van de populatieomvang van haaien en roggen in de Noordzee.

Een van de milieudoelen, vallend onder descriptor biodiversiteit, wordt in het bijzonder toegelicht: terugkeer en herstel van biogene riffen, waaronder platte oesterbanken. Biogene riffen, zoals zandkokerworm (*Sabellaria*)-banken en platte oesterriffen, worden mogelijk in de toekomst actief beschermd onder de KRM. In de geactualiseerde Mariene Strategie zijn verschillende beleidsvoornemens geformuleerd, waarin de Nederlandse overheid inzet op een terugkeer en herstel van biogene riffen in de Noordzee. Biogene rifbouwers (zandkokerworm, platte oester) staan namelijk ook op de lijst van bedreigde en/of achteruitgaande soorten en habitats van het 'Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijk deel van de Atlantische Oceaan' (OSPAR). Zie hiervoor paragraaf 2.5.

Aan de hand van bovengenoemde KRM-doelstellingen wordt in voorliggend document extra aandacht besteed aan de kabeljauw, elasmobranchen en *Sabellaria*-banken. Deze soorten komen (mogelijk) voor in het plangebied en zijn beschermd krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten, waardoor deze ook onder de KRM vallen (Bos *et al.* 2016). Deze soorten worden momenteel nog niet onder de Wet Natuurbescherming beschermd. In hoofdstuk 9.4 wordt de effectenbeoordeling voor deze soorten samengevat.

2.5 OSPAR-verdrag

Nederland heeft in 1998 het OSPAR-verdrag (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) geratificeerd. Het OSPAR-verdrag heeft als doel door internationale samenwerking het mariene milieu in de noordoostelijke Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee) te beschermen. Daarbij is de kern van het OSPAR-verdrag dat het zeegebied beschermd dient te worden tegen de nadelige effecten van menselijk activiteiten om de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden, en waar mogelijk aangetaste gebieden te herstellen.

Binnen het verdrag is een lijst opgesteld van bedreigde of afnemende soorten en habitats in het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan. Bij de beoordeling van de effecten van activiteiten op deze soorten en habitats binnen het OSPAR-gebied wordt het voorzorgsbeginsel toegepast. In de Nederlandse wetgeving worden de doelstellingen van dit verdrag (deels) ten uitvoering gebracht via diverse wetten, waaronder de Wnb en KRM (in 2010 opgenomen in het Waterbesluit onder de Waterwet). Om deze reden wordt het OSPAR-verdrag niet los beschouwd in onderhavig rapport, maar worden wel een aantal relevante soorten en habitats beschreven. Deze staan in de OSPAR-lijst met bedreigde



en/of afnemende soorten en habitats en zijn opgenomen in de KRM. Het gaat hierbij onder andere om kabeljauw, elasmobranchen (haaien en roggen) en rifvormende bodemdieren (bijvoorbeeld *Sabellaria*-banken). Voor *Sabellaria* moet onderscheid worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-banken, bestaande uit grotere velden met hoge dichtheden rifbouwende zandkokerwormen. De gevallen waarin de soort *Sabellaria spinulosa* optreedt als bio-bouwer, door de vorming van biogene riffen die een reliëf vormen op de zeebodem, worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee (van der Reijden *et al.* 2019). Aanbevelingen bij het OSPAR-verdrag geven aan dat verdragspartijen de mogelijkheid dienen te overwegen om regelgeving te introduceren om rifbouwers te beschermen en ook om de aanwezigheid, verspreiding en populatieverloop van de soort te onderzoeken en de omvang en kwaliteit vast te stellen middels monitoring en habitatinventarisaties van de zeebodem.

De kabeljauw, elasmobranchen (haaien en roggen) en *Sabellaria*-banken zijn zoals beschreven in hoofdstuk 2.4 opgenomen in KRM-doelstellingen en kunnen mogelijk in de toekomst worden opgenomen in habitatrichtlijndoelstellingen.



3 Effecten op vogels en vleermuizen

In dit hoofdstuk worden deze effecten van een windpark op zee voor vogels en vleermuizen en voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering) beschreven. Eén van de eerste monitoringsprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels werd vanaf ongeveer 2000 uitgevoerd in Denemarken naar aanleiding van de constructie van de parken Horns Rev I en Nysted. In de loop der jaren volgden onderzoeksprogramma's in Nederland, Duitsland, België, Zweden en het Verenigd Koninkrijk. De belangrijkste onderzoeksresultaten worden hieronder samengevat. Aanvullend is soms ook gebruik gemaakt van onderzoek aan windturbines op land of in kustwateren om kennislacunes op zee te kunnen vullen.

3.1 Vogels

Vogels kunnen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van (geluid van) turbines / effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid en aanwezigheid van boten etc.
- Indirecte effecten.

De vier typen effecten worden hieronder kort toegelicht.

Aanvaringen - effecten op passerende (lees vliegende) vogels, kortweg aanvaringsrisico's genoemd. Vogels kunnen met de rotor, de mast of het zog achter de windturbine in aanraking komen en gewond raken of sterven. Dit gevaar is 's nachts het grootst, met name in donkere of mistige nachten. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn niet voorhanden. In diverse landen worden de aantallen aanvaringslachtoffers vooraf berekend door middel van modellen.

Barrièrewerking - vogels moeten hun vliegpaden verleggen. Indien hierdoor stukken gebied niet meer gebruikt kunnen worden, vormen de windturbines een barrière op een vliegroute of trekbaan met verlies aan habitat en verhoogde energetische uitgaven tot gevolg. Tijdens hun vluchten boven zee wijken diverse soorten vogels uit voor individuele windturbines of hele windparken (Krijgsveld 2014). Deze uitwijking kan dermate groot zijn dat vogels het windpark als een barrière ervaren op hun bestaande vliegroutes. Barrièrewerking, en dan met name de energetische gevolgen van omvliegen, is zeer moeilijk te onderzoeken. In het Verenigd Koninkrijk zijn recent hierover de eerste bevindingen gepubliceerd en hieronder samengevat.

Habitatverlies (vermijding en verstoring van habitat) - effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats vanwege menselijke activiteit, kortweg ook wel verstoring of vermijding genoemd. Het verschil tussen het effect van verstoring en



vermijding ligt bij de bron. Verstoringseffecten rond een windpark spelen vooral door menselijke handelingen, bijvoorbeeld via het heen en weer varen van boten of de productie van harde geluiden, zoals tijdens heiwerkzaamheden. Verstoring speelt daarom vooral in de constructie- en in de verwijderingsfase en dit effect is daarmee veelal tijdelijk. Het effect van vermijding van een windpark of windturbine speelt in de exploitatiefase en moet worden beschouwd als een langdurig effect. Vogels vermijden windturbines waarschijnlijk vanwege (de combinatie van) draaiende rotoren (beweging en/of geluid) en/of de aanwezigheid van een groot, hoog opgaand object in hun leefomgeving. Dit leidt ertoe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat. Voorlopig wordt ervan uitgegaan dat habitatverlies even lang duurt als de levensduur van het windpark, inclusief constructie en verwijdering.

Op zee gaat het dan alleen om de functie van rust- of foerageergebieden omdat op zee geen vogels broeden (zodat hier verstoring van broedgebieden verder buiten beschouwing wordt gelaten). Met name lokaal verblijvende soorten kunnen daarom verstoord worden door windparken op zee. De verstoringafstand verschilt per soort. Eerder werd habitatverlies vastgesteld in en rond windparken op zee in Denemarken en ook in Nederland en België. Binnen het Wozep programma zijn de effecten van verstoring op populatieniveau gemodelleerd (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019b). Werkelijk gemeten effecten van verstoring door windparken op zee zijn nog altijd beperkt.

Verstoring zal worden besproken voor zowel de constructiefase als de verwijderingsfase, terwijl vermijding alleen zal worden besproken voor de exploitatiefase.

Indirecte effecten

De constructie en exploitatie van een windpark op zee veroorzaken daarnaast diverse veranderingen van de lokale habitat. Dit heeft gevolgen voor de daar levende vogels. Empirische gegevens zijn (nog) niet beschikbaar, maar op basis van resultaten uit diverse onderzoekslijnen aan verschillende diergroepen zijn enkele effecten te verwachten.

3.1.1 Constructiefase

Aanvaringen

Met name in het donker kunnen aanvaringen van vogels met sedentaire objecten, zoals turbines en stilliggende schepen, voorkomen maar het gaat hierbij om incidenten. Exacte schattingen van aantallen slachtoffers zijn niet bekend maar totale aantallen slachtoffers zijn klein, vergelijkbaar met een willekeurige situatie op land waar vogels ook met gebouwen in aanraking komen (Drewitt & Langston 2008).

Veel belangrijker tijdens de constructiefase is de permanente aanwezigheid van schepen die verlichting voeren. Verlichting trekt namelijk allerlei diersoorten aan, maar met name vogels, waardoor deze gedesoriënteerd raken (Barton & Pollock 2009, Bruinzeel *et al.* 2009). Dit komt met name voor bij nachtelijk vliegende (trek)vogels, maar ook sommige zeevogels zijn gevoelig voor aantrekking door licht. Gevolg is dat deze vogels in aanraking komen met het schip of gebouwde structuren op zee met vaak directe mortaliteit tot gevolg. Bovendien kunnen vogels gevangen raken in het licht en vliegend rondom de lichtbron



uitgeput raken, of door desoriëntatie boven zee verdwaald raken. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn, maar anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1%-mortaliteitsnorm (zie hoofdstuk 6) (Bruynzeel *et al.* 2009). Bruynzeel *et al.* (2009) onderzochten echter offshore platforms waar felle verlichting vanwege veiligheidseisen langdurig gebruikt wordt. In het geval van scheepsverlichting is er sprake van tijdelijke effecten en bij een enkel windpark zullen de effecten op populatieniveau naar verwachting verwaarloosbaar zijn. Gerichte studies naar de aantrekkende werking van scheepsverlichting bij offshore windparken zijn echter niet voorhanden, maar omdat de bouw van windparken niet allemaal tegelijk plaatsvindt, zullen de effecten elke keer afzonderlijk van elkaar optreden en cumulatie van de effecten is niet aan de orde.

Barrièrewerking

Kwantitatieve gegevens over barrièrewerking tijdens de constructiefase zijn niet beschikbaar. De verwachting is dat eventuele verstoring van vliegpaden in de loop van de tijd toeneemt door het toenemende aantal turbines.

Habitatverlies door verstoring

Over de exacte effecten op overleving en/of reproductie als gevolg van verstoring tijdens uitsluitend de constructiefase van een windpark op zee zijn momenteel geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat de verstoring groter is dan tijdens de exploitatiefase door het effect van toegenomen scheepsverkeer in het gebied dat een versturende werking heeft op vele soorten vogels (Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer *et al.* 2011). Het versturende effect van boten voor zeevogels is echter tijdelijk. De duur van verstoring is soortspecifiek. Zo blijven duikers en zee-eenden lang weg van hun originele zitplek nadat boten weer vertrokken zijn, maar landen meeuwen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek (Dierschke *et al.* 2016, Mendel *et al.* 2019, Schwemmer *et al.* 2011).

Onderzoek naar verstoring tijdens de constructie van OWEZ heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door geluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2007). Dat kwam vooral omdat het heien voor OWEZ (de meest ingrijpende activiteit tijdens de constructiefase) plaatsvond in het zomerseizoen toen er geen gevoelige soorten als duikers of alkachtigen in het gebied aanwezig waren. De wel aanwezige vogels (meeuwen, sterns) vertoonden geen enkele reactie op het heien. Wel is het zo dat de andere activiteiten gedurende een langere periode dan het heien werden uitgevoerd. Het kan niet worden uitgesloten dat de bijbehorende scheepsbewegingen versturend hebben gewerkt, bijvoorbeeld op alkachtigen in het voorjaar of in de herfst.

Onderzoek naar habitatverlies tijdens de constructiefase van Robin Rigg in het Verenigd Koninkrijk gaf aanwijzingen van verminderde dichtheden van zwarte zee-eend, duikers, noordse pijlstormvogels, zilvermeeuwen, zeekoeten en alken, terwijl aalscholvers en grote mantelmeeuwen toenamen (Walls *et al.* 2013).



Indirecte effecten

Tijdens de constructiefase zijn mogelijke indirecte effecten op vogels te verwachten via de effecten van heien op lokale vispopulaties waarvan vogels mogelijk afhankelijk zijn voor hun voedselvoorziening. Dit type effecten komt vaak pas op langere termijn tot uiting als de constructiefase al is afgelopen.

3.1.2 Exploitatiefase

Aanvaringen

Kwantitatieve empirische gegevens over aanvaringen van vogels met windturbines op zee zijn nog niet beschikbaar door de hoge kosten en twijfelachtige kwaliteit van de bestaande meetapparatuur (Collier *et al.* 2011, 2012). Resultaten van diverse testprojecten in Nederland, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk zijn nog niet gepubliceerd (Dirksen 2017).

Aanvaringen komen waarschijnlijk voor onder kustbroedvogels die op zee foerageren en die van en naar de broedplek op en neer vliegen (Everaert & Stienen 2007, Prinsen *et al.* 2013). Verder komen aanvaringen voor onder zeevogels die permanent in het gebied verblijven en onder trekvogels (Drewitt & Langston 2006). Slechts twee studies rapporteren waarnemingen van aanvaringen van zeevogels met een windturbine op zee. Skov *et al.* (2018) meldden voor een periode van twee jaar in totaal 6 aanvaringen van meeuwen met een windturbine middels een camera in een offshore windpark in het Verenigd Koninkrijk. De andere melding betrof met behulp van radar en visuele observaties waargenomen aanvaringen van eiders in Zweden. Uit een groep met 310 vogels werden vier vogels geraakt en minstens één daarvan werd gedood (Pettersson 2005).

Als gemeld heeft verlichting een aantrekkende werking op vogels (o.a. Barton & Pollock 2009), hoewel kleur en intensiteit van het licht van groot belang zijn (Poot *et al.* 2008). Hieruit kwam naar voren dat rood licht een aantrekkende werking heeft, maar een knipperend rood licht zal minder aantrekkend veroorzaken dan een continu schijnend wit licht.

Schattingen van aantallen aanvaringssslachtoffers op zee worden gemaakt met behulp van verschillende rekenmodellen (Band 2000, 2012, Band *et al.* 2007, Troost 2008). Deze modellen geven een inschatting van de aantallen slachtoffers met als invoerparameters fluxen (aantallen vogels die door het park vliegen) al dan niet berekend vanuit een vogeldichtheid, macro- en micro-uitwijkingspercentages (zie onder barrièrewerking) en aanvaringsrisico's (vaak specifiek voor de verschillende soorten). In het verleden zijn diverse modellen ontwikkeld om slachtofferberekeningen te doen. Op dit moment wordt voor het berekenen van aantallen aanvaringssslachtoffers gebruik gemaakt van het Extended Band Model 2012 (Band 2012). In het algemeen worden bij windturbines met hogere tiphoogtes minder aanvaringssslachtoffers berekend dan bij lagere tiphoogtes.

Voor diverse parken en potentiële parken in West-Europa zijn in het verleden slachtofferberekeningen gemaakt, waarbij de totale aantallen slachtoffers uiteenlopen tussen de tientallen en tienduizenden aanvaringen per windpark per jaar.



Barrièrewerking

Veel soorten vogels wijken uit bij nadering van een windpark op zee of op land om zo langs het park of individuele turbines te vliegen (Petersen *et al.* 2006, Krijgsveld *et al.* 2011, Masden *et al.* 2012, Krijgsveld 2014, Bowgen & Cook 2018, Skov *et al.* 2018). Ze ervaren windparken dus als een barrière op hun vliegroute. Barrièrewerking kan zowel optreden voor seizoenstrek als voor lokale vliegbewegingen. De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor sterns door hun manier van vliegen en voedsel zoeken (Everaert & Stienen 2007) maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden *et al.* 2010). In een modelstudie werd aangetoond dat in potentie barrièrewerking onder trekvogels kan optreden, maar dat de afstand van omvliegen minimaal is in verhouding tot de totale trekroute (Masden *et al.* 2009). Onbekend is echter wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Uitwijking is van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers. Daarom wordt uitwijking hieronder in meer detail behandeld.

Eén van de eerste meldingen van barrièrewerking bij zeevogels kwam uit onderzoek aan visdieven in de haven van Zeebrugge (Everaert & Stienen 2007). Hier bleken verhoogde aantallen slachtoffers te vallen onder vogels die pendelden tussen de kolonie en de foerageergebieden op zee, waarbij de turbines een barrière vormden.

In sommige studies werd aangetoond dat de tussenruimte tussen turbines van invloed was op de barrière ervaring van soorten (Larsen & Guillaumette 2007, Krijgsveld *et al.* 2011) en ook dat bij een grotere tussenruimte het optreden van barrièrewerking minder kan zijn (Masden *et al.* 2012). Verdere gegevens of richtlijnen over de minimaal benodigde tussenruimte tussen turbines om barrièrewerking te voorkomen zijn er niet. De omvang van het windpark bepaalt daarnaast natuurlijk ook de mate van barrièrewerking. De beoordeling hiervan dient onder andere te geschieden in relatie tot de dagelijks af te leggen vliegafstanden.

Uitwijkgedrag is onder te verdelen in **macro-uitwijking** en **micro-uitwijking**. Onder macro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op het gehele windpark verstaan. Onder micro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op individuele turbines verstaan. Beide typen worden hieronder behandeld.

Macro-uitwijking

In diverse onderzoeken is een verschil in uitwijking vastgesteld tussen dag en nacht. Uitwijking rond het windpark Nysted in Denemarken vond plaats vanaf 5 km afstand. Van de vogels die in de richting van het windpark vlogen week in totaal meer dan 50% uit. Overdag blijken trekkende vogels eveneens hun trekroute te verleggen om windparken te vermijden. Nabij het windpark vlogen gedurende de nacht onder meer eiders en zwarte zee-eenden tot dicht bij het windpark (< 1 km) voor dat uitwijking plaatsvond dan overdag (1,5-3,5 km) (Petersen *et al.* 2006). Door de verminderde detectie van het windpark gedurende de nacht vloog een groter aandeel migrerende vogels door het windpark in



vergelijking met overdag. Op basis van radargegevens vlogen de meeste vogels boven turbinehoogte (>110 m).

Na oprichting van een near-shore windpark in het zuiden van Zweden (Nogersund) verlegden trekvogels hun route zeewaarts om het windpark te ontwijken (Larsson 1994). De nachtelijke effecten op vogels bij dit windpark zijn onbekend.

Ook bij Tunø Knob (Kattegat, Denemarken) pasten lokaal verblijvende eiders in donkere nachten hun vlieggedrag aan (Tulp *et al.* 1999, Larsen & Guillaumet 2007). 's Nachts werd in en om het windpark Tunø Knob en directe omgeving duidelijk minder gevlogen dan in de ruimere omgeving. Eiders die in het donker toch het windpark naderden vlogen er in de meeste gevallen uiteindelijk omheen, soms na een duidelijk afbuigende beweging. Er lijkt hierbij nog een verschil te zijn in gebruik. Een opening in de lengterichting (400 m) van het uit twee rijen windturbines bestaande windpark werd meer benut dan de openingen in de dwarsrichting (200 m).

Krijgsveld *et al.* (2011) vonden een vergelijkbaar patroon in windpark OWEZ. Uitwijking was hier het grootst bij zeevogels als jan-van-gent, duikers, alk, zeekoet en zwarte zee-eend. Ook trekkende landvogels (zwanen, ganzen en eenden) weken uit voor het windpark. Geen uitwijking werd vastgesteld voor aalscholver, de meeste meeuwensoorten en trekkende zangvogels en steltlopers. Het gemiddeld aantal vogels dat vastgesteld werd in het windpark lag 28% lager dan buiten het windpark. Vliegpaden werden veelal aangepast op 1-2 km voor het windpark tot 3-4 km na het verlaten van het windpark. De vlieghoogte van lokale zeevogels lag met 70 m op turbinehoogte. Trekvogels als steltlopers en zangvogels vlogen tot 1,4 km hoogte.

Plonckzier & Simms (2012) stelden eveneens uitwijking vast voor trekkende groepen ganzen (~95% van alle trekkende kleine rietganzen) bij een windpark op enkele kilometers uit de kust in Engeland. In Duitsland werd uitwijking geconstateerd voor bijvoorbeeld vliegende dwergmeeuwen terwijl voor andere soorten (met name grote) meeuwen geen reactie werd vastgesteld (Hill *et al.* 2014).

Gyimesi *et al.* (2018a) toonden aan dat kleine mantelmeeuwen in offshore windparken macro-uitwijking vertonen en in mindere mate gebruik maken van windparken. Ook Skov *et al.* (2018) vonden een macro-uitwijking variërend van 44-62% onder grote meeuwen in een Brits offshore windpark. Aanwezigheid van vissersboten nabij het windpark kan echter van invloed zijn geweest op deze resultaten. De kleine mantelmeeuwen die toch regelmatig foerageerden binnen windparken bleken er een sterke uitwijking op micro-/meso-schaal te vertonen (Thaxter *et al.* 2018).

Micro-uitwijking

Krijgsveld *et al.* (2011) stelden vast dat de meeste vogels binnen het OWEZ-windpark op actieve wijze windturbines ontweken. Hierbij zijn geen vogels waargenomen die door het rotoroppervlak vlogen. In de nacht werd de directe omgeving van turbines veelal gemedend. Van de vogels die wel het windpark in vlogen, week 66% van de vogels uit op 50 meter van



de turbine. In totaal is de gemeten vermijding van individuele turbines door vogels in het OWEZ-windpark 97,6%.

Habitatverlies door vermijding

Vermijding vanwege windparken op zee kan variëren van een licht vermijdende werking waardoor er minder vogels dan voorheen in het gebied zullen voorkomen, tot een totale vermijding (geen enkel individu komt het gebied meer binnen, afhankelijk van de soort).

Geluid

Tijdens de exploitatiefase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid kunnen horen. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveaus onder water laag zijn tijdens de exploitatiefase in vergelijking met het al aanwezige achtergrondgeluid (Haan *et al.* 2007, Jansen & de Jong 2014). De specifieke gevoeligheid van de verschillende soorten zeevogels voor onderwatergeluid zijn niet bekend. Indien onderwatergeluid de oorzaak zou zijn van verstoring van vogels, dan zullen tijdens de constructie vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens de exploitatiefase. Dit effect werd echter in OWEZ niet gevonden (Leopold & Camphuysen 2007).

Wellicht worden ook rustende zeevogels op het water beïnvloed door geluid van de turbines. Over eventuele effecten van dat geluid op foeragerende of rustende zeevogels is geen informatie beschikbaar. Wel is inmiddels vastgesteld dat een operationeel windpark bepaalde vogelsoorten afschrikt. De soorten met het sterkste vermijdingsgedrag zijn meestal soorten die zich veel zwemmend over zee bewegen (in tegenstelling tot vliegend, zoals in het geval van meeuwen), en die onder water duikend naar voedsel zoeken. Of deze verstoring het gevolg is van geluid of juist veroorzaakt wordt door visuele factoren (of de combinatie daarvan) is onbekend (Drewitt & Langston 2006).

Aanwezigheid turbines

Onderzoek naar de effecten van de aanwezigheid van turbines kan worden uitgevoerd door de dichtheden in het windpark te vergelijken met dichtheden op dezelfde locatie voor de locatie van het windpark. Hierbij worden ook dichtheden rondom het windpark betrokken, in zones van 2 en 4 km. Een andere methode van onderzoek hiernaar is het volgen van gedragingen van gezenderde vogels. Na uitlezing van de zenders kan worden bepaald in hoeverre het windpark zelf en het gebied hieromheen wordt vermeden.

De mate waarin vermijding optreedt is veelal soortspecifiek (Petersen & Fox 2007). De meeste zeevogels van de Noordzee blijken echter in meer of mindere mate een windpark op zee te mijden (Petersen & Fox 2007, Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012, Walls *et al.* 2013, Mendel *et al.* 2014, Vanermen *et al.* 2015). Vooral soorten die grotendeels zwemmend op zee voorkomen en duikend onder water foerageren (zoals duikers, alk en zeekoet) lijken sterk vermijdingsgedrag te vertonen (Peterson & Fox 2007). In eerste instantie meden deze soorten een operationeel windpark totaal, terwijl ook in de zone tot 4 km rond het windpark nog altijd een vermijding met 50-86% werd vastgesteld. Ook andere zeesoorten als jan-van-gent, noordse pijlstormvogel en drieteenmeeuw vermijden



windparken. Onder trekkende landvogels gold de sterkste vermijding voor ganzen en zwanen (Krijgsveld *et al.* 2011).

Peschko *et al.* (2021) lieten zien dat 89% van de individueel gezenderde jan-van-genten van de broedkolonie op Helgoland (Duitsland) windparken voornamelijk vermeden. Petersen & Fox (2007) verkregen op basis van vliegtuigtellingen een beste schatting voor het vermijdingspercentage bij jan-van-gent van 38% tot op 4 km rond het park. In Luchterduinen is na de constructie van het windpark de afname in aantallen van jan-van-genten bepaald op 50-75% en van zeekoeten op ca. 45% (Skov *et al.* 2017). Deze soorten lijken PAWP en OWEZ respectievelijk tot 2 km en 2-4 km te vermijden (Skov *et al.* 2017). Zeekoeten lieten daarnaast in een studie in de Noordzee bij Duitsland een vermijding van 63% zien, wat zelfs 75% was op de momenten dat de wieken van de turbines aan het draaien waren (Peschko *et al.* 2020b).

Ook gezenderde roodkeelduikers vermeden een windpark sterk. Zelfs tot op 15 kilometer kwamen significant minder exemplaren voor dan in de gebieden daaromheen (Heinänen *et al.* 2020). Deze vermijdingsafstand komt overeen met de afstand gevonden door Mendel *et al.* (2019). In de laatste studie kon deze afname mogelijk deels verklaard worden door de toegenomen activiteit van schepen rondom de windparken.

Voor niet alle soorten wordt een eenduidig beeld verkregen. Vanermen *et al.* (2015) stelden hogere dichtheden van zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw vast bij twee windparken op zee in het Belgische deel van de Noordzee terwijl ook verschillende soorten sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw werden aangetrokken (Vanermen *et al.* 2013). Ook in het studiegebied van het Duitse Alpha Ventus windpark op zee (ongeveer 17,5 bij 27 km) bleken na constructie hogere aantallen dwergmeeuwen voor te komen, alhoewel dit niet gold binnen het park, maar voornamelijk op een afstand van 3-10 km van het park. Sterns bleken een Deens windpark park echter totaal te mijden, al foerageerden zij wel in hogere aantallen vlak langs de randen van het park, in het zog van de buitenste turbinepalen (Petersen & Fox 2007). Leopold *et al.* (2012) stelden habitatverlies vast voor PAWP voor dwergmeeuw en stormmeeuw en voor fuut, grote mantelmeeuw en visdief/noordse stern in OWEZ. Vermijding door kleine mantelmeeuw werd juist bij de windparken Alpha Ventus (Mendel *et al.* 2014) en OWEZ geconstateerd (Leopold *et al.* 2012). Kleine mantelmeeuwen bleken echter wel gebruik te maken van het windpark om te foerageren en vermeden in die zin het park niet, maar aantallen waren lager ten opzichte van de situatie voor de constructie van het park. Vergelijkbare resultaten leverden de onderzoeken Thaxter *et al.* (2018) en Gyimesi *et al.* (2018a) op basis van data van vogels uitgerust met GPS-zenders.

Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (Krijgsveld 2014). In OWEZ bleek dat vogels makkelijker tussen turbines doorvliegen waar de openingen groot zijn, of waar turbines stilstaan (Krijgsveld *et al.* 2011). Zeekoeten leken meer verstoord te worden in PAWP, met veel turbines op een klein oppervlak, dan in OWEZ waar meer ruimte tussen de turbines is (Leopold *et al.* 2011, 2012). Significant waren deze resultaten echter niet (appendix C in Rijkswaterstaat 2015).



Daarnaast kan er ook een temporeel verschil zijn in vermijding van windparken door vogels. Zo lieten Peschko *et al.* (2020a) zien dat drieteenmeeuwen de drie aanwezige windparken in de Duitse Noordzee significant vermeden tijdens het broedseizoen, terwijl dit niet het geval was in het vroege voorjaar. Het tegenovergestelde bleek voor jan-van-genten: exemplaren waren na het uitkomen van de eieren meer tijd in windparken aanwezig dan ervoor en liepen zelfs tot acht keer meer risico op een aanvaring (Lane *et al.* 2020).

Ook op een langere tijdsschaal waren er verschillen in vermijding tussen soorten. Petersen & Fox (2007) lieten zien voor een windpark in Denemarken dat zee-eenden mogelijk wennen aan een windpark. Als de foerageermogelijkheden er gunstig waren, bleken zij enkele jaren na de constructie wel voor te komen binnen het windpark (Danish Energy Agency 2013) hoewel nog altijd in lagere dichtheden dan voor de constructie van het park (Petersen *et al.* 2014b). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewinning zal optreden is nog onduidelijk, evenals om welke stimulus het gaat bij de verstoring door een windpark op zee. Als dit 'onrust aan de horizon' zou zijn, lijkt gewinning op termijn in principe mogelijk als het om dezelfde exemplaren gaat. Er zijn echter indicaties dat er een hoge turnover rate is van exemplaren op een bepaalde locatie op zee zodat nieuw arriverende exemplaren rond een windpark geen gelegenheid hebben gehad om te wennen. Zo werd ten tijde van de Tricolor olieramp geconcludeerd dat vrijwel de hele 'populatie' aan alken/zeekoeten in Belgische wateren dood of stervend op het strand aanspoelde (Camphuysen & Leopold 2005), ondanks het feit dat op zee geen duidelijke daling van de dichtheden te zien was (Eric Stienen, pers. comm.). Evenzo wijzen metingen aan kopruï bij Zeekoeten in het vroege voorjaar erop, dat er voortdurend wegtrek plaatsvindt van exemplaren die klaar zijn met de rui (Camphuysen & Leopold 1994). Door deze hoge turnover-rate wordt gewinning vanwege onrust aan de horizon wellicht sterk tegengewerkt. Dit geldt sowieso indien de stimulus voor verstoring ligt in onderwatergeluid.

Aantrekking in plaats van habitatverlies

Onderzoek aan windparken op zee heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn. Onderzoek naar de windparken op zee in Denemarken (Petersen *et al.* 2006) toont aan dat in Nysted hogere dichtheden aan middelste zaagbekken bij een windpark aanwezig waren. In Horns Rev bleek dat zilvermeeuwen, dwergmeeuwen en noordse sterna's/visdieven (die niet van elkaar te onderscheiden zijn tijdens vliegtuig surveys) in de omgeving van het windpark aanwezig waren, mogelijk als gevolg van het toegenomen scheepvaartverkeer ter plaatse (voor onderhoud) en van het ontstaan van getijde-zogen achter de monopiles, waarin de vogels succesvol konden foerageren (Petersen & Fox 2007). Uit het OWEZ-onderzoek (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012) bleek dat het windpark een aantrekkende werking heeft op aalscholvers, dwergmeeuw en stormmeeuw. Ook in de post-construction monitoring van PAWP en OWEZ werd aantrekking gevonden voor aalscholver (Leopold *et al.* 2012).

Indirecte effecten

Momenteel is visserij beperkt mogelijk in het gebied van windparken op zee. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect heeft op het voorkomen en de



diversiteit van benthos en vis in het gebied (Lindeboom *et al.* 2011, Bouma & Lengkeek 2009, 2012). Dit zou kunnen leiden tot aantrekking van vogels, als bijvoorbeeld vissen zich gaan ophouden rond de funderingspalen (conform de bevindingen van Winter *et al.* 2010 en Van Hal *et al.* 2012)), waardoor plaatselijk goede foerageermogelijkheden voor viseters ontstaan. Dit kan een toename van het aantal vliegbewegingen in het park veroorzaken waardoor aantallen aanvaringen mogelijk toe kunnen nemen.

Indien de visserij uit het windpark geweerd wordt, zoals gebruikelijk is in Nederlandse windparken op zee, zal ter plaatse geen bijvangst overboord gezet worden waardoor minder aaseters in het gebied zullen voorkomen. Echter in de onmiddellijke of ruimere omgeving zal per saldo juist meer gevestigd worden omdat de visserij intensiteit in het gebied niet zal afnemen. Het lokaal sluiten van de visserij is in feite slechts een verplaatsing van de visserij naar elders.

De onbegrensde tipsnelheid van rotors kan in de exploitatiefase hogere geluidsniveaus met zich meebrengen. Mogelijk speelt het geluid van windturbines een rol in het vermijdingsgedrag van vogels, vooral 's nachts en in omstandigheden van slecht zicht. Het zou in offshore gebieden met weinig achtergrondgeluid nog versterkt kunnen worden. Echter, dergelijke effecten zijn nog nooit aangetoond en kunnen slechts met een gericht onderzoek naar verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.

Andere mogelijke indirecte effecten van windturbines op zee op vogels kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in stromingen en uitgestoten trillingen door turbines onderwater die de verspreiding van vis kunnen beïnvloeden. Echter dit is speculatief en kwantitatief onderzoek hiernaar ontbreekt.

3.1.3 Verwijderingsfase

Aanvaringen

De kans op aanvaringen tijdens de verwijderingsfase zijn vergelijkbaar met die tijdens de constructiefase. Niet zozeer de aanwezigheid van turbines vormt een risico op aanvaringen als wel de aanwezigheid van permanent verlichte schepen in het gebied.

Barrièrewerking

Over barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase is momenteel niks bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden als gevolg van barrièrewerking in de loop van de tijd afneemt door het afnemende aantal te verwijderen turbines.

Habitatverlies door verstoring

Er zijn nog geen studies mogelijk geweest naar effecten van de verwijdering van een windpark op zee op vogels. In hoofdlijnen komen de duur en de intensiteit van de benodigde werkzaamheden overeen met de constructiefase (zie aldaar). Het gaat om de verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaart-bewegingen. Hierdoor zullen de effecten gedurende de verwijderingsfase min of meer van een



vergelijkbare orde zijn zoals beschreven onder 'constructiefase'. Wel is het zo dat er bij de verwijdering niet geheid zal worden waardoor de piek-geluidsbelasting veel minder zal zijn.

Indirecte effecten

Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Doordat waarschijnlijk de harde substraten onderwater blijven bestaan zullen dezelfde effecten te verwachten zijn als tijdens de exploitatiefase. Echter wereldwijd is nog nooit een windturbine op zee verwijderd, en is dus ook geen praktijkervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep. Het opheffen van het visserijverbod zal het positief effect van de harde substraten op het visbestand (en dus op vogels) beperken.

3.1.4 Korte samenvatting voor vogels

Een samenvatting van de belangrijkste effecten wordt gegeven in tabel 3.1. Doordat elke windparklocatie anders is in de aanwezigheid en het gebruik van het gebied door vogels, zijn de onderstaande resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in windenergiegebied IJmuiden Ver. Echter de uitkomsten vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark op de verschillende soort(groep)en. Dit geldt met name voor de resultaten verkregen in de parken net over de grens in België gezien hun nabije ligging en vergelijkbare avifauna.

Tabel 3.1 Samenvattende tabel van de belangrijkste resultaten van enkele grote onderzoeksprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels.

land	soort(en)	resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van zee-eenden en meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en sterns. Aantrekking van sterns aan de randen van parken. Gewinning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag door jan-van-gent, du kers, sterns, alkachtigen en zwarte zee-eend, ganzen, zwanen en eenden. Geen uitwijkgedrag door aalscholver, meeuwen, zangvogels en steltlopers. Habitatverlies van duikers, fuut, jan-van-gent, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, visdief/noordse stern, alkachtigen.
BEL	zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, alk. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholvers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw, grote stern en alkachtigen. Aantrekking van aalscholver, grote meeuwen, duikers. Uitwijkgedrag bij kleine rietgans. Gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.
DUI	zeevogels en landvogels	Habitatverlies van du kers, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoet. Uitwijkgedrag door dwergmeeuw, maar niet bij andere soorten meeuwen. Vliegbewegingen vastgesteld van zangvogels op rotorhoogte.



3.2 Vleermuizen

In theorie kunnen vleermuizen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten vanwege verlichting.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid / effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van turbines en aanwezigheid van boten etc.

In de praktijk blijkt alleen het effect van aanvaringen van belang. De vier typen effecten worden hieronder kort toegelicht.

Aanvaringen

Vleermuizen zijn hoofdzakelijk 's nachts in zeer uiteenlopende habitats in Nederland te vinden (Limpens *et al.* 1997, Dietz *et al.* 2011). Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is additionele sterfte, veroorzaakt door aanvaringen met windturbines. In tegenstelling tot vogels wordt bij vleermuizen vaak over aantrekking door windturbines gesproken in plaats van vermijding (Cryan & Barclay 2009, Cryan *et al.* 2014). De reden voor deze aantrekking is nog niet met zekerheid vastgesteld, maar de meest waarschijnlijke verklaring is dat vleermuizen op insecten foerageren die tijdens de trekperiode in de late zomer-vroege herfst rond windturbines in verhoogde dichtheden voorkomen (Rydell *et al.* 2010b). Een andere verklaring voor de aantrekking is dat vleermuizen platforms en windturbines op zee gebruiken als tijdelijke verblijfplaats in de migratieperiode. Kennis over voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van offshore windparken op vleermuizen is zeer beperkt. Op de Noordzee worden zowel op locaties dichtbij de kust (PAWP, OWEZ, LUD) als op locaties verder op zee (IJmuiden meetmast, K13, P6, P9, P11) ruige dwergvleermuizen in beperkte mate opgenomen door akoestische monitoring systemen. De hoogste aantallen opnames vinden plaats gedurende de najaarsmigratie tussen half augustus en november, in het voorjaar is het aantal opnames een stuk lager (Lagerveld *et al.* 2018).

De zee is een ongestuurd habitat voor vleermuizen door de afwezigheid van verblijfplaatsen en in het algemeen schaarse voorkomen van insecten als voedsel. Omdat insecten tijdens hun trek in met name warme zomer- en vroege najaarsnachten met oostenwind massaal boven de Noordzee van de Nederlandse kustzone terechtkomen (Krijgsveld *et al.* 2011), zou tijdens rustige windomstandigheden zo'n accumulatie aan insecten boven zee een goede foerageergelegenheid kunnen bieden aan lokale vleermuizen, zoals rosse vleermuis, watervleermuis en meervleermuis (Ahlén *et al.* 2007). De maximale foerageerafstand vanaf de kust van deze soorten ligt echter onder de 10 km, zodat het gezien de afstand tussen het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Om deze reden ontbreekt op zee ook de gewone dwergvleermuis vrijwel geheel, terwijl deze soort in windparken op land veelvuldig als slachtoffer gevonden wordt. Aanvaringssslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder niet behandeld in dit achtergrondrapport.



Het effect van aanvaringen wordt voor seizoenstreckende vleermuizen nader behandeld voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering).

Effecten vanwege verlichting

Van verlichting van locaties zijn negatieve effecten aangetoond bij vleermuizen op land, vooral bij lichtschuwe soorten zoals die van het geslacht *Myotis*. Dit effect wordt daarom voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering) behandeld.

Overige effecten (barrièrewerking, habitatverlies)

Vanwege het aantrekkings-effect van windturbines (Cryan & Barclay 2009, Cryan *et al.* 2014) speelt bij vleermuizen barrièrewerking geen rol. Omdat locaties op zee geen onderdeel vormen van het essentieel leefgebied van vleermuizen (essentieel hier bedoeld in die zin dat het noodzakelijk is voor de instandhouding van verblijfplaatsen), is een effect door habitatverlies niet aan de orde. Beide aspecten worden daarom niet in detail behandeld.

3.2.1 Constructiefase

In theorie zou verlichting op constructieschepen insecten aan kunnen trekken en vervolgens ook vleermuizen, maar deze mogelijkheid is nog niet onderzocht. Dit zal echter niet tot sterfte leiden, omdat aanvaringen van vleermuizen slechts met bewegende objecten (zoals rotorbladen) optreden en niet met stationaire objecten, zoals constructieschepen of torens. Integendeel, foerageren op een verhoogde concentratie van insecten tijdens de trek en de mogelijkheid om te rusten, kan de conditie en dus de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Dit effect van windparkontwikkelingen kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.

3.2.2 Exploitatiefase

Aanvaringen

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de exploitatiefase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines (Baerwald *et al.* 2008, Rydell *et al.* 2010a).

Omdat zelfs trekkende vleermuizen op gondelhoogte op insecten lijken te foerageren die tijdens de trekperiode rond windturbines in verhoogde concentraties voorkomen (Brabant *et al.* 2019), kan het aanvaringsrisico van vleermuizen in bepaalde situaties hoog zijn. Vleermuisactiviteit op rotorhoogte is het hoogst tijdens rustige (windsnelheid <6 m/s), warme en droge nachten in augustus en september. De meeste slachtoffers vallen (boven land) dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst. Mortaliteit lijkt niet beïnvloed te worden door leeftijd of geslacht. Een uitzondering hierop is de rosse vleermuis, waar juveniele dieren oververtegenwoordigd zijn onder de slachtoffers (Seiche 2008, Lehnert *et al.* 2014).

De twee vleermuissoorten die in offshore windparken verwacht kunnen worden (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore



windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Sinds 2014 wordt de vleermuisactiviteit op de Noordzee gemeten vanuit platforms, windturbines en meetmasten. De ruige dwergvleermuis is verreweg de meest talrijke soort die zowel dichtbij de kust als op verder uit de kust gelegen locaties wordt waargenomen. De activiteit is op zulke locaties op de Noordzee (tientallen opnames) vergeleken met locaties op land (>1000 opnames) zeer laag. Door de afwijkende vorm van windturbines op zee (geringe tiplaagte) en de meetlocatie op zee (op bordes in plaats van vanuit nacelle) is een directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftcijfers) moeilijk en gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, publiceerde Rijkswaterstaat (2015) schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers voor de zuidelijke Noordzee.

Effecten van luchtvaartverlichting

Uit onderzoek op grondhoogte blijkt dat rood licht migrerende vleermuizen kan aantrekken (Voigt et al 2018). Luchtvaartverlichting van windturbines op land heeft echter bij de meeste soorten geen effect op het aantal slachtoffers. Bij één soort werd zelfs een lager aantal slachtoffers vastgesteld door het toepassen van luchtvaartverlichting (Bennett & Hale 2014).

3.2.3 Verwijderingsfase

Offshore windturbines vormen mogelijk een foerageerhabitat en een noodgedwongen tijdelijke rustplaats voor vleermuizen maar geen reguliere verblijfplaats. Bovendien treedt, vergelijkbaar met de constructiefase, naar verwachting ook tijdens de verwijderingsfase geen sterfte op. Zonder windturbines is er geen risico op aanvaringen. Foerageren op een verhoogde concentratie van insecten aangetrokken door de scheepsverlichting kan mogelijk ook hier als een positief effect beschouwd worden. Na afloop van de verwijderingsfase komen deze mogelijke positieve effecten te vervallen.



4 Effecten op onderwaterleven: vissen en benthos

In dit hoofdstuk worden de effecten van een windpark op zee voor vissen en benthos beschreven. Deze ondervinden vergelijkbare effecten. Windparken op zee hebben ook effecten op zeezoogdieren, maar deze diergroep wordt besproken in een separaat document (en dus niet in voorliggende rapportage).

De constructie van een windpark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale vis- en benthosgemeenschappen. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende vijf categorieën:

- Effecten van bodemberoering tijdens de constructie, leidend tot vertroebeling en habitatdestructie.
- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de constructie en de exploitatie.
- Effect van magnetische straling tijdens de exploitatie.
- Effect van verbod op sleepnetvisserij in windparken tijdens exploitatie.
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren tijdens exploitatie.

De effecten worden hieronder kort toegelicht.

Constructiefase

Bodemberoering – een negatief effect dat kan optreden met name tijdens de constructiefase. Er vindt habitatdestructie plaats tijdens het heien van de monopiles en het storten van de erosiebescherming, evenals het trenchen van kabels tussen de windturbines. Dit leidt ook tot vertroebeling, die effecten op vissen en benthos kan veroorzaken. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt echter ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen.

Geluid en trillingen – met name in de constructiefase zijn effecten van heiwerkzaamheden te verwachten. Deze werkzaamheden gaan gepaard met het produceren van krachtige onderwatergeluidspulsen en mogelijke trillingen van de zeebodem. Deze geluids- en trillingspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor vissen en benthos. Met name bij vis is hier onderzoek naar verricht.

Exploitatiefase

Magnetische straling – onderdeel van elektromagnetische velden die door de bekabeling wordt gegenereerd. De elektromagnetische uitstraling kan doordringen tot het omliggende milieu van de kabels en effecten hebben op vissen en benthos in en in de omgeving van het plangebied.

Verbod van bodemberoerende visserij – na realisatie van een offshore windpark mag vooraan nog geen sleepnetvisserij meer worden uitgevoerd in het gebied. In tegenstelling tot de vorige drie effecten kan dit in potentie bescherming bieden voor soorten die een bodemgebonden levenswijze vertonen en gevoelig zijn voor verstoring van de bodem.



Aanwezigheid van harde structuren – de windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Vergelijkbaar met het vorige effect kan de aanwezigheid van deze harde structuren in potentie ook positief uitpakken, zoals aangetoond voor scheepswrakken waar vis en benthos door worden aangetrokken.

4.1 Vissen

4.1.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Vissen hebben geen extern gehoororgaan. Geluid, in de vorm van drukverschillen onder water, kan door vissen op twee verschillende manieren worden waargenomen (Thomsen *et al.* 2006):

- via het binnenoer (met de zogenaamde gehoorsteentjes), dat in essentie op beweging reageert. Een vis neemt geluiden waar via het lichaam, dat beweegt door kleine veranderingen in de geluidsdruk en/of via drukveranderingen in de zwemblaas die al dan niet via speciale structuren worden doorgegeven aan het gehoororgaan.
- via het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laagfrequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. Ten opzichte van het horen via het binnenoer is, is deze vorm van 'horen' echter ondergeschikt voor het type geluid dat het windpark voortbrengt.

De mate van het effect hangt van de levensfase (larve versus volgroeid dier) en soort (soorten met of zonder zwemblaas). Bij de meeste bodemvissen, waaronder bot (*Platichthys flesus*), schar (*Limanda limanda*), schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*) **ontbreekt de zwemblaas**. Bij soorten met een zwemblaas wordt onderscheid gemaakt in soorten met een open en een gesloten zwemblaas. Bij soorten met een **open zwemblaas** is er via de darm een open verbinding tussen de zwemblaas en de omgeving, waardoor het dier via 'boeren' kan compenseren voor eventuele overdruk in de zwemblaas. Veel van de in de Noordzee voorkomende pelagische soorten behoren tot de eerste groep: haringachtigen, zoals fint (*Alosa fallax*), haring (*Clupea harengus*) en sprot (*Sprattus sprattus*), maar ook soorten als zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) en zalm (*Salmo salar*). Ook de grondels (*Gobidae*), waarvan de meeste soorten een demersale levenswijze hebben, behoren tot deze groep. Soorten die over een **gesloten zwemblaas** beschikken, zoals kabeljauw (*Gadus morhua*) en wijting (*Merlangius merlangius*) kunnen beter horen, maar de keerzijde is dat ze, doordat de zwemblaas met lucht is gevuld die niet makkelijk weg kan, ook gevoeliger zijn voor eventuele schadelijke gevolgen van onderwatergeluid. Voor een overzicht van vissoorten en hun zwemblaas wordt verwezen naar Appendix C in Ainslie (2010).

Net als bij andere horende organismen is de gevoeligheid van het gehoor van vissen niet over het gehele audiofrequentiebereik gelijk. Vissen horen het best bij relatief lage frequenties tussen ca. 50 en 1.000 Hz. Ter vergelijking: voor de gewone zeehond ligt het gehoorbereik tussen frequenties van ca. 1.000 en 30.000 Hz. In zijn algemeenheid zijn



vissen minder gevoelig voor geluid dan zeehonden, ook in het deel van het geluid(sdruk)spectrum waar zij het beste horen.

Geluidspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor vissen variërend van tijdelijke of permanente gehoorschade, interne bloedingen, tot orgaanschade en/of ruptuur van de zwemblaas (direct dodelijk) (van Duin *et al.* 2011, Andersson *et al.* 2017, Casper *et al.* 2017). Ook kan het indirect voor negatieve gevolgen zorgen door een tijdelijk verhoogd energieverbruik (vluchtgedrag), verminderde voedselopname en verminderde voortplanting (Soudijn *et al.* 2020).

In het laatste decennium is uit onderzoek in de Verenigde Staten, Nederland en België veel meer bekend geworden over mogelijke effecten van impuls geluid op vissen in verschillende ontwikkelingsstadia. De resultaten van die onderzoeken worden hierna kort samengevat, waarna een uitspraak wordt gedaan over het mogelijke risico dat bij de constructie van het windpark substantiële effecten op de visgemeenschap van de Noordzee optreden. Wat vervolgens ook door kan werken op de beschikbaarheid van voedsel voor vogels en zeezoogdieren.

Effecten op vislarven

In verschillende onderzoeken is gekeken naar het effect van heiwerkzaamheden op vislarven. Dit is relevant omdat recent is ondervonden dat er bijvoorbeeld aanzienlijke overlap is in (geplande) windparklocaties en de voortplantingsgebieden van platvissen (Barbut *et al.* 2020).

Bij laboratoriumproeven zijn larven, van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong, blootgesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid. Voor alle ontwikkelingsstadia werden geen significant negatieve effecten aangetoond, ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle *et al.* 2012, 2016). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 206$ dB re $1 \mu Pa^2s$, wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heillocatie.

In een ander onderzoek van Debusschere *et al.* (2014) werden larven van de zeebaars blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden van windturbines op zee. Ook hier werden geen significant negatieve effecten op overleving van vislarven aangetoond, ten opzichte van een controlegroep. De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heillocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van $SEL_{CUM} = 222$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Popper *et al.* (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Deze twee onderzoeken behandelen derhalve zowel vislarven van een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (tong), als vislarven van een vissoort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars). De resultaten geven daarmee een beeld van vislarven van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. De gezamenlijke resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de vislarven gemeenschap in het plangebied, met uitzondering van vislarven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Vooralsnog is er



geen onderzoek gepubliceerd naar het resultaat van heigeluid op larven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Wel liet een laboratoriumstudie naar de impact van scheepvaartgeluid op larven van de kabeljauw al zien dat dit geluid effect kan hebben op hun lichaamsconditie en de kans ten prooi te vallen aan roofdieren (Nedelec *et al.* 2015).

Effecten op juveniele en oudere vissen

Naast vislarven is ook onderzoek gedaan naar het effect van heigeluiden op juveniele en adulte vissen. Soorten met een zwemblaas blijken daarbij het gevoeligst (Halvorsen *et al.* 2012a). Waarbij soorten met een open of gesloten zwemblaas verwondingen overhielden na blootstelling aan heigeluid, terwijl vissoorten zonder zwemblaas geen effect ondervonden. Fysieke schade aan de zwemblaas werd vastgesteld bij geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 204$ tot 210 dB re 1 μPa^2s .

Casper *et al.* (2013) lieten daarnaast zien dat binnen dezelfde soort (een baars-achtige) de verwondingen ten gevolge van geluidspulsen vooral in grotere exemplaren ontstaan en minder in kleine exemplaren. In deze studie kwam echter ook naar voren dat het grootste deel van de dieren binnen 10 dagen herstelde van de opgelopen verwondingen. Ook blijkt dat enkele harde geluiden (hoge SEL_{SS} waarde) schadelijker zijn dan meerdere zachte geluiden (lagere SEL_{SS} maar gelijke SEL_{CUM}) (Casper *et al.* 2017).

Bolle *et al.* (2014) voerden in Nederland experimenteel onderzoek uit naar het effect van geluidspulsen (vergelijkbaar niveau als bij heiwerkzaamheden) op juveniele zeebaars. Vissen in een laboratorium werden hierbij blootgesteld aan geluidspulsen, waarna gezocht is naar verwondingen en mogelijk herstel in relatie tot verschillende geluidsniveaus. Vissen die blootgesteld werden aan heigeluid vertoonden inderdaad verwondingen, maar deze bleken in het laboratorium niet tot mortaliteit te leiden op de korte termijn: na 13 dagen was al enig herstel van de verwondingen te zien.

Blootstelling aan impulsgeluid leidt ook tot gedragsveranderingen bij vissen. Onder experimentele omstandigheden reageerden zeebaarzen op nagespeeld geluid met een schrikreactie (*startle response*) en leken minder alert op predatoren te reageren (Spiga *et al.* 2017). De 50% initiële reactiedrempel van zeebaars voor o.a. veranderingen in zwemrichting en -snelheid lag op een SEL_{SS} van 131 dB re 1 μPa^2s voor vis van 31 cm en 141 dB re 1 μPa^2s voor vis van 44 cm (Kastelein *et al.* 2017). In een experiment op 45 m van een heillocatie resulteerden geluidspulsen ($SEL_{CUM} = 222$ dB re 1 μPa^2s) in acute stress in jonge zeebaars. Hoewel de dieren na afloop van de blootstelling onder laboratoriumcondities normaal opgroeiden, is niet uit te sluiten dat herhaaldelijke blootstelling aan dergelijke zeer luide geluidspulsen tot verminderde fitness van jonge zeebaars leidt (Debusschere *et al.* 2016). Er zijn in Nederland geen experimenten uitgevoerd met volwassen zeebaars of vissoorten met een gesloten zwemblaas, waar mogelijke effecten groter zouden kunnen zijn. In deze studies waren de effecten omkeerbaar en van kortdurende aard.

Onderzoek naar de impact van geluid op vissen in hun natuurlijke habitat is in beperktere maat aanwezig. Recent heeft Knaap *et al.* (2022) kabeljauwen getagd in een gebied waar een windpark werd aangelegd, en zij toonden aan dat de kabeljauw het gebied niet verliet.



Wel werden subtiele gedragsveranderingen waargenomen, zo verplaatsten de kabeljauwen zich tijdens het heien meer richting de erosiebescherming van de dichtstbijzijnde turbine en verplaatsten zich weg van de bron van het geluid. Lafrate *et al.* (2016) toonde aan dat de reactie van vis op heiwerkzaamheden per soort kan verschillen, waarbij in hun geval getagde grijze zeebaarzen (*Lutjanus griseus*) het gebied leken te verlaten tijdens heiwerkzaamheden terwijl dit gedrag bij de getagde schaapkopsbrasems (*Archosargus probatocephalus*) niet werd waargenomen.

De (tijdelijke) aanwezigheid van antropogeen geluid kan ook leiden tot maskering van biologisch relevante geluiden, zoals geluiden voor communicatie met soortgenoten, geluiden waardoor predatoren of prooien gedetecteerd worden en geluiden ter oriëntatie (zie tabel 4.1). Dit kan tijdelijk leiden tot gedragsveranderingen en/of verminderde fitness (Popper & Hawkins 2019).

In Popper *et al.* (2014), Andersson *et al.* (2017) en Popper & Hawkins (2019) zijn recente resultaten van onderzoek naar de effecten van onderwatergeluid bij elkaar gebracht en gebruikt voor het afleiden van drempelwaarden voor het optreden van uiteenlopende effecten. Deze drempelwaarden zijn in onderstaande tabel 4.1 opgenomen. De tabel laat zien dat eventuele door heigeluid toegebrachte schade zal herstellen bij geluidsniveaus tot SEL_{CUM} van 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Dit is een zeer hoog blootstellingsniveau, dat alleen door vissen die tijdens het heien op relatief korte afstand van de heilocatie verblijven (en niet wegzwemmen) zal worden ondervonden. Zoals hierboven beschreven kwam een SEL_{CUM} van 206 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heilocatie. De werkelijke afstanden bij een SEL_{CUM} van 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ en daarmee het oppervlak waarbinnen een effect kan optreden zullen op de meeste paalposities kleiner zijn. Aangezien de perceptie van geluidsdruk beperkt is tot vissen met een zwemblaas, terwijl de detectie van geluidsbeweging/trillingen (*particle motion*) algemeen is voor alle vissen (Nedelec *et al.* 2016), benadrukken Popper & Hawkins (2018, 2019) dat er tevens drempelwaarden ontwikkeld moeten worden voor de effecten van geluidsbeweging.

De conclusie is dat vissen, als zij al een invloed van (ongemitigeerd) heigeluid ondervinden, dit uitsluitend in een klein gebied rondom de heilocatie zal zijn (max. 28 km²). De tijdelijkheid van de geluidsverstoring mede in aanmerking genomen, is het niet aannemelijk dat het deel van de visgemeenschap van de Noordzee zoals hierboven beschreven negatief wordt beïnvloed. Echter, aanvullend onderzoek is nodig om meer inzicht te verkrijgen in de effecten van geluidsverstoring op vissoorten in de Noordzee met een gesloten zwemblaas en op volwassen exemplaren. Bovenstaande onderzoeken keken voornamelijk naar vissen met een open zwemblaas en niet specifiek naar veelvoorkomende soorten in de Noordzee zoals kabeljauw en wijting.



Tabel 4.1 Drempelwaarden voor het optreden van effecten bij vissen, na cumulatieve blootstelling aan impulsgekluid (dB re 1 μ Pa_{2s} SELCUM). Het relatieve risico (hoog, matig, laag) wordt gegeven voor drie afstanden van de bron die in relatieve termen worden gedefinieerd: D, dichtbij, G, gemiddeld; V, ver (uit Popper & Hawkins 2019).

visgroep	sterfte en onherstelbare schade	herstelbare schade	schade		
			TTS*	maskeren	gedrag
Geen zwemblaas	>219	> 216	>> 186	D: matig G: laag V: laag	D: hoog G: matig V: laag
Open zwemblaas	210	203	> 186	D: matig G: laag V: laag	D: hoog G: matig V: laag
Gesloten zwemblaas	207	203	186	D: hoog G: hoog V: laag	D: hoog G: hoog V: laag
Eitjes en larven	>210	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag

* Temporary Threshold Shift = Tijdelijke verhoging van de gehoordrempel; er zijn geen TTS-studies voor heigekuid. De hier opgenomen waarden zijn afkomstig van onderzoek naar effecten van airguns die worden gebruikt bij seismisch onderzoek (Popper *et al.* 2005).

Effecten van bodemberoering

Vissen kunnen tijdelijk een gebied mijden waar bodemberoerende activiteiten plaatsvinden die leiden tot habitatdestructie. Deze activiteiten kunnen ook tot vertroebeling leiden maar deze effecten zijn tijdelijk en lokaal. Er zijn geen experimentele studies bekend waar de mogelijke effecten van vertroebeling op vissen ten gevolge van de constructie van windturbines op zee gericht zijn onderzocht.

Vertroebeling kan leiden tot een licht verminderd foerageersucces van piscivore vissen welke (deels) jagen op zicht, zoals kabeljauw en zeebaars (De Robertis *et al.* 2003). Hoewel dit voor piscivore vissen nadelig is, worden zooplanktivore vissen blootgesteld aan een lager predatierisico terwijl tegelijkertijd de foerageerkansen van zooplanktivore vissen nauwelijks verminderen bij lichte vertroebeling (De Robertis *et al.* 2003). Ook Meager *et al.* (2005) vonden geen grote verschillen in foerageerstrategie en -succes van kabeljauw op aasgarnalen onder verhoogde turbiditeit. Veel vissoorten jagen immers ook op trilling en zijn gewend aan de hoge turbiditeit in het gebied.

Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze die zich verschuilen in of op de bodem of onder structuren, zoals zeedonderpad, diverse soorten grondels, pitvis, harnasmantje, puitaal en botervis, zijn sterk aan een locatie gebonden. Deze vissoorten vertonen geen uitgesproken vluchtgedrag. Bodemberoerende activiteiten waarbij de bestaande bodem sterk wordt beïnvloed, zoals het plaatsen van een monopile van een windturbine of het aanbrengen van erosiebescherming (steenbestortingen), of trekken van kabels, kunnen schuilplaatsen (inclusief levende exemplaren) vernietigen. Het bodemoppervlak dat op



deze wijze rechtsreeks beïnvloed wordt, is relatief beperkt ten opzichte van het totale beschikbare bodemoppervlak in het plangebied. Op populatieniveau zijn de gevolgen daarom minimaal, maar levende individuen van de betreffende soorten kunnen uiteraard wel negatief beïnvloed worden.

4.1.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid

Uit onderwatergeluidsmetingen binnen het in bedrijf zijnde Prinses Amalia Windpark blijkt dat operationele geluidsniveaus gemeten worden van SPL = 107 tot 110 dB re $1\mu\text{Pa}^2$ op 100 m afstand en SPL = 105 tot 107 dB re $1\mu\text{Pa}^2$ op 3.800 m afstand (Jansen & de Jong, 2014). De toename van het onderwatergeluid wordt daarbij vooral bepaald door de golfbewegingen van het water en de aanwezigheid van scheepvaart voor onderhoudswerkzaamheden. Over het algemeen is de toename van het onderwatergeluid door in bedrijf zijnde windturbines laag. Volgens het onderzoek blijkt het geluidsniveau op grotere afstand van het park (3.800 m) zelfs niet boven de achtergrondruis uit te komen en is te laag om in bestaande geluidsmodellen te gebruiken.

Volgens onderzoeken herstelt de visgemeenschap relatief snel na het aanleggen van een offshore windpark. Zo was de aanwezigheid van demersale en pelagische vissen binnen OWEZ en in omliggende referentiegebieden niet significant anders tussen de situatie van enkele jaren voor de constructie van (2003/2004), 1 jaar na constructie (2007) en 5 jaar na constructie (2011) (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentiegebieden (van Hal 2014). Hierbij kwamen rondom de windturbines vooral in de zomer grote hoeveelheden vis voor, voornamelijk horsmakreel. Daarnaast werden er op de stenen van de erosiebescherming nabij de windturbines meer kabeljauw, steenbolk, (groene) zeedonderpaden en pitvissen aangetroffen. Voor deze soorten is verstoring ten gevolge van geluid geproduceerd door de windturbine niet aan de orde en lijken de windturbines juist een aantrekkend effect te hebben (Leonhard & Pedersen 2006). Van tong, schar, schol en wijting werden bij de windturbines minder hoge aantallen aangetroffen dan elders in het gebied.

Effecten door geluid op vissen gedurende de exploitatiefase zijn niet erg waarschijnlijk, al zijn deze voor de toekomst niet uit te sluiten omdat de geluidsniveaus van operationele windturbines toeneemt met toenemende turbine grootte (*nominal power*). Wel zal de overstap van een geschakelde versnellingsbak in een windturbine naar een automatische versnellingsbak de geluidsniveaus aanzienlijk doen verminderen (direct drive technology) (Stöber & Thomsen 2021). De effecten van deze continue geluiden buiten het park hebben vooralsnog geen significant negatief effect op vispopulaties in de omringende omgeving en worden daarom niet verder behandeld in voorliggende effectbeoordeling.

Effect van straling

Vissen kunnen elektrische en magnetische (EMF) velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Van de vissen in de Noordzee zijn haaien en roggen (kraakbeenvissen) het meest gevoelig voor elektrische en magnetische velden. Roggen en sommige soorten



haaien, zoals de hondshaai, leven op de bodem. Voor bodemvissen is aangetoond dat deze een prooi met een elektrisch veld van 10-8 V/m kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003). Een recente literatuurstudie van Snoek *et al.* (2016) naar effecten van elektromagnetische velden in de Noordzee heeft uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (MF) en geïnduceerde elektrisch velden (iEF) (door bewegingen van organisme door een EMF). Het elektrische veld (EF) wordt door de kabelbescherming tegengehouden en is dus niet waarneembaar voor Noordzeesoorten.
- Het elektromagnetische veld van een kabel strekt zich enkele meters uit, door het begraven van de kabel is het uiteindelijke waarneembare veld dus enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel.
- Effecten van EMF en iEF, geïnduceerd door windturbines, op Noordzee fauna zijn vooralsnog onduidelijk. Studies naar de effecten van EMFs en iEFs werken namelijk vaak met afwijkende veldsterktes dan te verwachten zijn bij windturbine kabels.
- Het EMF van een windturbine kabel valt wel binnen het waarneembare gebied van onder andere bodemvissen en haaien. Haaien kunnen de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.

Het is duidelijk dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren. Zo is bij soorten o.a. een aantrekkende werking van de kabels waargenomen (bv. hondshaai), een afname of juist toename van hun bewegingssnelheid rond kabels (bv. stekelrog) en een verandering in gedrag in de nabijheid van de kabels (bv. paling, steur en zalmen) (Gill & Desender 2020, Copping *et al.* 2021). Echter, op basis van de wetenschappelijke literatuur lijkt er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs te zijn om een significant schadelijk biologisch effect van EMFs op mariene organismen te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Leonard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Fey *et al.* 2019).

Tijdens experimentele studies naar het effect van EMF op vissen in laboratoria zijn wel schadelijke biologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (doorzak afwijkingen), celafwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMF-velden gecreëerd dan wat aanwezig is rond windparkkabels (Copping *et al.* 2021).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten zoals aal, maar hier is vooralsnog geen bewijs voor gevonden (Ohman *et al.* 2007, Westerberg *et al.* 2007, Westerberg & Lagenfelt 2008). Veldstudies in de VS hebben aangetoond dat bijvoorbeeld de kleine rog (*Leucoraja erinacea*) en de trekkende soorten Chinookzalm (*Oncorhynchus tshawytscha*) en groene steur (*Acipenser medirostris*) de kabels van windparken niet vermijden en er gewoon overheen zwemmen (Gill & Desender, 2020; Copping *et al.* 2021). Als vissen of invertebraten toch een verandering van het magnetisch veld vermijden of juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/verzamelplaats kunnen vormen. Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waardes van EMF te valideren. Er is vanuit



bovengenoemde onderzoeken op dit moment echter geen aanleiding om te veronderstellen dat straling significant negatieve effecten op vissen heeft.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Vooralsnog is er Nederlandse offshore windparken geen sleepnetvisserij toegestaan. Het effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van visbestanden is onderzocht in het OWEZ-windpark. Na oplevering van het OWEZ-windpark in 2006 zijn alle vormen van visserij uitgesloten. De vismonitoring uit 2011 liet echter geen verschil in totale visbestanden zien tussen transecten binnen het windpark en daarbuiten gelegen controles (van Hal *et al.* 2012). Er was dus in de eerste vijf jaar na oplevering van het windpark geen aantoonbaar positief of negatief effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van de visbestanden in het windpark. In offshore windpark Horns Rev 1 had het windpark, en het daaraan gekoppeld visserijverbod, een positief effect op de aanwezigheid van zandspiering juist op de korte termijn, maar er was geen effect detecteerbaar op de lange termijn (van Deurs *et al.* 2012). Ook op de toppen van zandruggen rondom PAWP bleken grote aantallen zandspiering aanwezig, maar het was onduidelijk of dit een causaal verband betrof (Leewis & Klink 2017). In de Belgische Noordzee werd respectievelijk 6 en 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind eveneens geen effect aangetoond van het visserijverbod op de demersale en bentho-pelagische visgemeenschap (De Backer & Hostens 2018 in Degraer *et al.* 2018).

In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentiegebieden (van Hal, 2013; 2014). Er is wel een verschil tussen de lengteverdeling van bodemvissen binnen het offshore windpark en daarbuiten: hoewel het totale lengtebereik hetzelfde is, werden er binnen het park meer grote vissen gevangen. Bovendien is er ook meer smelt aangetroffen binnen het windpark. Smelt leeft in zuurstofrijk sediment en bevestigt zijn eieren aan de bodem. Door verschillen in methodieken en seizoenen zijn de data echter ongeschikt om harde conclusies te trekken en er is geen duidelijke indicatie van een effect van het windpark op de totale vangst of op de doelsoorten (van Hal, 2013; 2014). Er wordt desondanks aangegeven dat deze gegevens een aanwijzing kunnen zijn dat sommige soorten een grotere overlevingskans hebben *binnen* een offshore windpark, en dat het derhalve kan dienen als refugium.

Voor kabeljauw lijkt het OWEZ-windpark wel een positief effect te hebben. In de vismonitoring van het OWEZ-windpark bleek dat een groot deel van gezenderde juveniele kabeljauwen zich gedurende lange tijd in het windpark ophield waarmee sprake was een kraamkamerfunctie van het park (Winter *et al.*, 2010, van Hal *et al.*, 2012). Een vergelijkbare kraamkamerfunctie is ook aangetoond voor kabeljauw in een Belgisch windpark op zee (Reubens, 2011). Voor gezenderde tong kon deze kraamkamerfunctie van het OWEZ-windpark niet worden aangetoond (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012).

Omdat de vismonitoring bij bovengenoemde windparken weinig effecten aantoonde van het verbod van visserij (inclusief bodemberoerende visserij) op bodemvissen in het windpark (in het bijzonder bodemvissen), lijkt er vooralsnog niet echt duidelijk sprake te zijn van een positief effect van een verbod van bodemberoerende visserij in het plangebied op de



vispopulatie. Voor specifieke soorten zoals de kabeljauw (relevant conform KRM/OSPAR) zijn wel positieve effecten waarneembaar.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken trekken scholen vis aan, zoals aangetoond tijdens een biodiversiteitsonderzoek naar tien scheepswrakken in de Noordzee (Lengkeek *et al.* 2013). De monopiles van het windpark zullen zeer waarschijnlijk ook een aantrekkende werking hebben op bepaalde soorten vis. Kabeljauw is bijvoorbeeld een soort die wordt aangetrokken door harde structuren (Lindeboom *et al.* 2011), evenals zeebaars (HDR 2020). In OWEZ-windpark is dit ook aangetoond. Op basis van sonarobservaties in de zomer van 2010 bleek dat visdichtheden in een straal van 15-20 meter van de monopiles gemiddeld 37x hoger waren dan in de rest van het windpark (Couperus *et al.* 2010). Hengelvangst bestonden voornamelijk uit makreel en horsmakreel (lengtes 25-35 cm) en jonge kabeljauw (lengtes 30-55 cm), maar ook haringachtigen zouden rondom de monopiles aanwezig kunnen zijn (Couperus *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). Staand-wantvangsten in de buurt van het harde substraat bestonden voornamelijk uit kabeljauw, steenbolk, Noordzeekrab en fluwelen zwemkrab, terwijl platvissen en wijting op het zand te vinden waren (van Hal *et al.* 2017). Grote dagelijkse fluctuaties in visdichtheden nabij de monopiles wijzen erop dat deze slechts tijdelijk wordt gebruikt als schuilplaats of foerageergebied (Van Hal *et al.* 2017). En ook al kon het (nog) niet wetenschappelijk aangetoond worden, de kans dat het harde substraat wordt gebruikt voor het afzetten van viseieren is ook aannemelijk (Vandendriessche *et al.* 2016).

Ook in een Belgisch windpark (C-power) waren deze toenames in visdichtheden zichtbaar, waarbij ook grote aantallen steenbolk aangetroffen zijn rondom de monopiles (Reubens 2011, Reubens *et al.* 2014). Specifieke leeftijdsgroepen van kabeljauw en steenbolk worden per seizoen aangetrokken tot de monopiles van het Belgische windpark, waar ze foerageren en ook groeien (Reubens *et al.* 2014). Recent toonde een Belgische studie op basis van onderzoek naar maaginhoud en stabiele isotopen aan dat benthopelagische soorten (steenbolk en juveniele kabeljauw) en benthische vissoorten (zeedonderpad) de kunstmatige structuren van een windpark gebruiken als foerageergebied, gezien hun dieet gebaseerd is op hardsubstraat fauna (Mavraki *et al.* 2021). Een vergelijkbare studie in Amerika liet op deze manier ook zien dat vissen, zoals heek en bot, foerageren op de hardsubstraat-soorten op de turbines (Wilber *et al.* 2022). In Japan werd zelfs waargenomen dat er bij de "marbled flounder" (*Pseudopleuronectes yokohamae*), na de aanleg van een windpark, geen zomermigratie meer plaats vond naar diepere wateren en deze in de buurt van de kunstmatige substraten bleven (Mitamura *et al.* 2021).

Er zijn ook vissoorten in het OWEZ-windpark die niet profiteren van de aanwezigheid van de monopiles van de windturbines. Voor sommige soorten worden in de nabijheid van de monopiles zelfs lagere aantallen aangetroffen dan elders in het park. Dit betreffen vooral platvissen (tong, schar en schol) en wijting (van Hal *et al.* 2012). Voor platvissen is dit vanzelfsprekend, maar voor pelagische soorten is het niet eenduidig vast te stellen of de aanwezigheid van de monopile als harde structuur, of andere factoren zoals geluidsproductie door de windturbines hieraan onderhevig zijn.



4.1.3 Verwijderingsfase

Naar alle waarschijnlijkheid zullen de windturbines een aantrekkende werking hebben op bepaalde vissoorten. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze vis-faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee zal zeer waarschijnlijk de tijdens de exploitatiefase toegenomen lokale abundantie van vissoorten rondom de monopiles teniet worden gedaan (Wright *et al.* 2018). Effecten van geluidspulsen zoals tijdens de constructiefase (door bijvoorbeeld heien) zijn niet aan de orde. De verwijdering van windturbines zal naar verwachting geen directe negatieve effecten hebben op zacht-substraat soorten zoals platvissen, maar wel voor soorten die gebruik maken van het harde substraat dat verwijderd wordt.

4.2 Benthos

Het benthos omvat de bodemfauna van de zee en bestaat uit een diverse gemeenschap van soorten met een mobiele levenswijze (krabben, garnalen, wormen en zeesterren) of vastzittende levenswijze (anemonen en zakpijpen). In de Noordzee wordt doorgaans onderscheid gemaakt tussen benthosgemeenschappen op hard substraat (zowel van nature voorkomende harde substraten als kunstmatige harde substraten) en zacht substraat (bodems bestaande uit bijv. zand, slib, klei of veen). Soorten hebben uiteenlopende groottes en foerageerstrategieën: zo zijn er filterfeeders, roofdieren en aaseters.

4.2.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Er is slechts in beperkte mate onderzoek uitgevoerd naar de effecten van geluidspulsen en bodemvibraties ten gevolge van heiwerkzaamheden op bodemdieren in de Noordzee, waardoor specifieke effecten lastig te bepalen zijn (Roberts & Elliot 2017). Enkele relevante soorten waar relevante onderzoeken voor zijn gedaan worden hieronder beschreven.

Mosselen (*Mytilus edulis*) vertoonden verhoogde filtratiesnelheden tijdens heiwerkzaamheden, mogelijk om te compenseren voor veroorzaakte stress (Spiga *et al.* 2016). Een experiment liet recent wel zien dat er gewinning optreedt bij mosselen welke voor langere tijd aan een constante geluidsintensiteit worden blootgesteld (Hubert *et al.*, 2021). Roberts *et al.* (2015, 2016) toonden veranderingen aan in het gedrag van de gewone heremietkreeft *Pagurus bernadus* en de gewone mossel in reactie op vibraties van het substraat. Een andere experimentele studie toonde aan dat heigeluiden het gedrag van de strandkrab (*Carcinus maenas*) beïnvloedde, wat zich uitte in verminderde tijd foerageren en meer tijd bewegingloos doorbrengen (Corbett 2019). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn.

Toch blijkt dat op gemeenschapsniveau bodemdieren geen effect ondervinden van de constructie van een windpark. Bij monitoring van het OWEZ-windpark en PAWP zijn namelijk geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013). Daarnaast zijn er geen significante verschillen aangetoond tussen de benthosgemeenschap binnen en buiten het



park (Leewis & Klink 2017). Op basis hiervan is het niet aannemelijk dat de onderwatergeluidspulsen ten gevolge van heiwerkzaamheden in het plangebied negatieve effecten hebben de aanwezige benthos op gemeenschapsniveau.

Effecten van bodemberoering

De bodemberoering kan leiden tot effecten van vertroebeling en habitatdestructie. Foeragerende schelpdieren kunnen hinder ondervinden van hoge concentraties sediment in het water als gevolg van de constructiewerkzaamheden. De schelpdieren die algemeen voorkomen in het plangebied, zoals Amerikaanse zwaardschede, zijn echter relatief goed bestand tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentratie in het water (Witbaard & Kamermans 2009, Kamermans & Dedert, 2012). Omdat verhogingen van de turbiditeit ten gevolge van bodemberoerende activiteiten slechts tijdelijk zijn en schelpdieren in het gebied relatief robuust zijn tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentraties zijn geen substantiële effecten van de constructie van het windpark op schelpdierbanken in het plangebied te verwachten.

De verstoring van de bovenste bodemlaag (en daarmee ook van de aanwezige benthosgemeenschap) wordt veroorzaakt door de funderingswerkzaamheden en het trenchen van de kabels binnen het park. Ook het aanleggen van de erosiebescherming zal een verstoring van de bodem en daarmee geassocieerd bodemleven tot gevolg hebben. Daarnaast wordt de lokale benthosgemeenschap in het ingreepgebied bij het heien van de fundaties door mechanische druk gedood. Deze directe impact is vooral van belang voor langlevende soorten en soorten welke biogene riffen vormen, zoals *Sabellaria*.

Door het trenchen van de kabels binnen het windpark wordt in de direct beïnvloede gebieden een verstoring van de bodemlaag veroorzaakt. Hierdoor worden benthossoorten mogelijk blootgelegd. Veel benthossoorten zijn in staat zich vrij snel weer in te graven (zoals de noordkromp), maar enkele grote soorten hebben niet dit vermogen. Daarnaast kan door het trenchen van de kabels letsel ontstaan bij organismen waardoor ze niet meer in staat zijn zich in te graven en daardoor de werkzaamheden niet overleven.

Naast blootlegging speelt bij het trenchen van kabels ook begraving van bodemleven een rol. Door het trenchen, kan bodemleven begraven worden onder een dikke laag sediment. Opnieuw zijn er soorten die dit proces overleven en zichzelf weer omhoog kunnen graven en soorten die niet in staat zijn zichzelf terug te graven en daardoor sterven. In zandige bodems is de bodemgemeenschap vaak minder gevoelig voor bedekking en kunnen meerdere centimeters bedekking overleven (Bijkerk 1988; Essink 1999).

Resultaten van een vergelijking van macrofaunaeigenschappen in OWEZ en het PAWP met referentiegebieden leiden tot de conclusie dat er geen kortetermijneffecten zijn van de aanwezigheid van het windpark op de lokale benthische faunasamenstelling in de zanderige gebieden tussen de monopiles (Daan *et al.* 2009, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Zelfs bij de installatie van gravity-based funderingen (GBFs), waarvoor meer voorbereidingen op de zeebodem vereist zijn (zoals baggerwerkzaamheden) in vergelijking tot de installatie van monopilefunderingen, herstelt de lokale benthische faunasamenstelling binnen een jaar (Coates *et al.* 2015).



Effecten van bodemberoering op de bodemgemeenschap hebben dus een lokaal en tijdelijk karakter. Individuen nabij de kabels en de fundering kunnen begraven/blootgelegd en/of beschadigd worden, met mogelijk sterfte tot gevolg. Door het regeneratief vermogen van het bodemleven is dit effect slechts tijdelijk en zal binnen een jaar het verstoorde gebied grotendeels hersteld zijn. Enkel langlevende soorten, zoals de wulk (*Buccinum undatum*), zullen meer moeite hebben om terug te keren. Daarnaast kan niet uitgesloten worden dat biogene riffen van bijvoorbeeld zandkokerwormen (*Sabellaria spinulosa*), die potentieel aanwezig zijn in het plangebied, door bodemberoering beschadigd raken.

4.2.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

De geluidsniveaus van een operationeel windpark zijn relatief laag vergeleken met de geluidspulsen zoals die geproduceerd worden tijdens heikwerkzaamheden in de constructiefase van het park. Omdat uit de benthosmonitoring van OWEZ-windpark en PAWP geen grote veranderingen zijn waargenomen in de benthosgemeenschap voor en na de constructie van het windpark (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013), wordt ervan uitgegaan dat de effecten van geluid en/of trillingen van een operationeel windpark op benthosgemeenschappen verwaarloosbaar zijn. Het geluidsniveau van de continue trillingen en geluid geproduceerd door HVAC (high voltage alternate current) inter-array kabels (Zabar *et al.* 1992, OSPAR Commission 2008b) zijn ook relatief laag tijdens de exploitatiefase (100 dB re 1uPa at 1 m voor een 136 kV elektriciteitskabel; JASCO Research 2006).

Effecten van straling

Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen van EMFs van windparken te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Taormina *et al.* 2018). Een experimentele studie toonde aan dat de aanwezigheid van een statisch EMF (vergelijkbaar met veldwaarden van 2.8mT en 40mT) naast een aantrekkende werking ook stress gerelateerde fysiologische effecten had op de Noordzeekrab *Cancer pagarus* (Scott *et al.* 2018). Lange termijneffecten op de voortplanting van de Noordzeekrab onder chronische blootstelling aan EMF zijn niet onderzocht. Een andere experimentele studie ondervond dat menselijk geïnduceerde magnetische velden geen significant effect lijken te hebben op het gedrag van juveniele Noordzeekreeften (*Homarus gammarus*) (Taormina *et al.* 2020). In een laboratorium liet de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) geen aantrekking- of vermijdingsgedrag zien wanneer blootgesteld aan EMF, maar wel nam hun graaffectiviteit toe (Jakubowska *et al.* 2019). Een veldstudie in de VS liet zien dat twee krabsoorten geen moeite hadden met het passeren van een stroomkabel. Een andere veldstudie toonde aan dat het gedrag van een Amerikaanse kreeft (*Homarus americanus*) wel verandert in de nabijheid van een stroomkabel, maar dat deze niet als barrière fungeert (Hutchison *et al.* 2018, Gill & Desender 2020).



Op basis van bovengenoemde onderzoeken lijkt EMF vooralsnog geen effect te hebben op benthos, al is dit nog maar zeer beperkt onderzocht en voornamelijk binnen een experimentele opzet.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Na realisatie van een offshore windpark mogen er geen bodemberoerende visserijactiviteiten meer worden uitgevoerd binnen het park. Hierdoor wordt de bodem minder aangetast en krijgt benthos de mogelijkheid zich te ontwikkelen. Ook *Sabellaria*-banken zijn kwetsbaar voor schade aangebracht aan het rif door de bodemvisserij (Gibb *et al.* 2014). Het is een belangrijke oorzaak voor het verdwijnen van de soort en een bottleneck voor het herstel (van Duren 2018). De directe effecten van het uitsluiten van bodemberoerende visserij op benthos zijn verminderde sterfte (soortafhankelijk), verandering in de beschikbaarheid van voedsel en verandering in habitatcondities. Soorten die profiteren van de huidige omstandigheden met regelmatige bodemberoering (zoals wormen) zullen waarschijnlijk afnemen en de productiviteit van de bodemgemeenschap kan veranderen (van Denderen *et al.* 2013). Positieve effecten die kunnen optreden zijn ontwikkelingsmogelijkheden voor kreeften (Roach *et al.* 2018), tweekleppigen, ingravende zee-egels, epifauna, langlevende soorten in de bodem en biogene structuren zoals schelpdierbanken en *Sabellaria*-banken (Jongbloed *et al.* 2013), evenals een toename in biomassa en biodiversiteit (Reiss *et al.* 2009, van Denderen *et al.* 2014, Eigaard *et al.* 2016, Roach *et al.* 2018). Minder bodemberoering kan bovendien leiden tot een stijging in organisch materiaal in de bodem, waardoor er meer schelpdieren gaan groeien zoals de witte dunschaal (de Jong *et al.* 2015).

Er is een beperkt aantal studies naar langjarige effecten van uitsluiten van bodemberoerende visserij in de Noordzee. Alhoewel Vandendriessche *et al.* (2015) een positief effect op de benthische soortgemeenschap levend in de zachte zandbodems in en rondom een Belgisch windpark rapporteerde, bleek dit positieve effect slechts van korte duur (Derweduwen *et al.* 2016). Waarschijnlijk was de initiële toename in soortenrijkdom en abundantie een korte termijn reactie van opportunistische soorten. Van Denderen (2015) toonde aan dat een eventueel positief effect van de afwezigheid van bodemberoerende visserij gerelateerd is aan de intensiteit van natuurlijke verstoringen van de zeebodem. Gebieden die van nature weinig verstoord worden zullen meer baat hebben bij de afwezigheid van bodemberoerende visserij (Rijnsdorp *et al.* 2017). Resultaten van benthosbemonsteringen in OWEZ en zes referentiegebieden, uitgevoerd vijf jaar na realisatie van het park konden een duidelijk effect van het uitsluiten van bodemberoerende visserij (nog) niet aantonen (Bergman *et al.* 2012, 2015). Ook in de Belgische Noordzee werd 6 respectievelijk 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond (Degraer *et al.* 2018). In het PAWP werden eveneens geen veranderingen in de bodemgemeenschap vastgesteld tussen locaties binnen het PAWP vergeleken met referentielocaties buiten het windpark voor 6 jaar (Lock *et al.* 2014) en 10 jaar (Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018) na afsluiting van het windpark voor visserij. De visserijintensiteit leek geen grote rol te spelen in de samenstelling van de benthische soortengemeenschap. Wel was er een duidelijk temporeel effect op de soortensamenstelling op alle locaties (Leewis *et al.* 2018). Mogelijk is 10 jaar (nog) niet genoeg om herstel te zien van de benthische soortengemeenschap na het sluiten van een gebied voor visserij



of zijn deze gebieden van nature al erg dynamisch waardoor soorten niet alleen last hebben van visserij maar ook gewoon de hoge mate aan bodemdynamiek.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen in verticale richting (monopile) en horizontale richting (erosiebescherming) (Degraer *et al.* 2020). Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken hebben doorgaans een soortenrijke hard substraat benthosgemeenschap. Zo werden tijdens een biodiversiteitsonderzoek in de Noordzee 165 soorten op tien scheepswrakken aangetroffen (Lengkeek *et al.* 2013). Op de monopiles van een windpark en de harde structuren van de erosiebescherming (i.e. structuur ter bescherming tegen erosie) zal zich na verloop van tijd ook een rijke soortengemeenschap ontwikkelen, zoals waargenomen op de monopiles van de windparken OWEZ (Bouma & Lengkeek 2009, 2012), PAWP (Vanagt & Faasse 2014) en drijvend windpark Hywind in Schotland (Karlsson *et al.* 2021). In OWEZ werden in 2008 en 2011 55 soorten aangetroffen. Hierbij konden zones met groenalgen, zeepokken, oesters en jonge mosselen worden onderscheiden inclusief kenmerkende soorten zoals anemonen, gorgelpijpen, kleine kreeftachtigen, krabben, zeesterren, mosdierkolonies en diverse soorten wormen.

Op vier turbinepalen van het PAWP werden in totaal 87 soorten geïdentificeerd, met als belangrijkste soortgroepen schaaldieren, borstelwormen, neteldieren en mosdierpjes (Vanagt & Faasse 2014). De meest abundante soort was de vlokreeft *Jassa herdmani*, terwijl mosselen dominant waren qua biomassa. De maximale dichtheid van fauna bedroeg anderhalf miljoen diertjes per vierkante meter. De patronen kwamen wat betreft biodiversiteit, abundantie en zonering erg overeen met andere offshore windparken in de regio.

De opmerkelijke vondst van platte oester (*Ostrea edulis*) bij zowel windpark OWEZ als PAWP (Bouma & Lengkeek 2012, Vanagt & Faase 2014) illustreert hoe windparken een rol zouden kunnen spelen bij zowel habitat bieden aan bijzondere soorten als de heropbouw van biogene riffen. Een andere studie vond in zacht substraat monsters binnen een windpark mosselen en bloemdieren welke niet of nauwelijks werden aangetroffen in zachtsubstraat referentiegebieden buiten het windpark, wat zou kunnen duiden op een zogenaamd spill-over effect van het harde substraat op het omringende zachte substraat (De Backer & Hostens in Degraer *et al.* 2018).

Een lang termijn studie toonde aan dat er verschillende fase van successie zijn met elk een andere soortsamenvatting (Kerckhof *et al.* 2019). De bodemdiergemeenschappen die zich op harde structuren (monopiles, erosiebescherming) vestigen bestaan uit andere soorten dan de bodemdiergemeenschappen van de omringende zachte zandbodems, waardoor de biodiversiteit van bodemdieren in het plangebied toeneemt (o.a. Coates *et al.* 2014, Coolen *et al.* 2015). De structuren fungeren als een kunstmatig rif en voegen, naast een grote toename aan biodiversiteit, vooral biomassa toe aan het voorheen uitsluitend zachte substraat (Degraer *et al.* 2020). Voornamelijk substraat-gelimiteerde mobiele demersale soorten hebben hier baat bij. Krone *et al.* (2017) toonden aan in de Duitse Bocht van de Noordzee dat monopiles met erosiebescherming tweemaal zoveel Noordzeekrabben



herbergen dan monopiles zonder deze bescherming. De monopiles kunnen fungeren als *stepping stones* voor de verspreiding van hard substraatsoorten in de Noordzee (Coolen *et al.* 2017, Degraer *et al.*, 2020). Coolen *et al.* (2020) rapporteerde zelfs de vondst van *Sabellaria spinulosa* op natuurlijk en kunstmatige structuren bij Princes Amalia windpark, Borkum Riff Grund en verschillende olie- en gasproductie platforms. Ook zijn er indicaties dat inktvissen de structuren gebruiken om hun eieren op af te zetten (De Backer *et al.* 2020).

Naast inheemse soorten herbergen monopiles mogelijk ook (ongewenste) exoten. Verder van de kust komen over het algemeen minder uitheemse soorten voor dan vlak bij de kust. Hierbij is de hoogste diversiteit op drijvende objecten te vinden zoals boeien (van Duren *et al.* 2016). Op monopiles vestigen de meeste niet inheemse soorten zich in de intergetijden- en spatwater zone, waarschijnlijk omdat dit nog vrij nieuw habitat is op open zee (Degraer *et al.* 2020). Kerckhof *et al.* (2016 in Degraer *et al.* 2016) toonden aan dat het overgrote deel van aangetroffen exoten in het Belgische deel van de Noordzee uit het intergetijdegebied komt. Tot dusverre is nog niet aangetoond dat niet inheemse soorten in een windpark concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Echter kan het wel zo zijn dat soorten via de turbines (*stepping stones*) terecht komen in (kust)gebieden waar ze voorheen nog niet voorkwamen en waar wel geconcentreerd gaat worden met lokaal aanwezige inheemse soorten.

De introductie van hard substraat kan ook leiden tot effecten op de pelagische primaire productie, hetzij via een lokale toename van filtratiecapaciteit door kolonisatie met filterfeeders (Slavik *et al.* 2018), dan wel via een toename in verticale menging van de waterkolom (Carpenter *et al.* 2016, Floeter *et al.* 2017). Deze effecten kunnen zowel positief als negatief zijn voor benthos afhankelijk van primaire productie (van Duren *et al.* 2021). Een toename van filtratieactiviteit zal leiden tot meer detritus en hogere organische stofconcentraties op de zeebodem (Coates *et al.* 2014). Biologisch materiaal dat door scouring of golfslag van de monopile losraakt kan lokaal ook leiden tot een toename in organische stofconcentraties (Vanaverbeke 2018 in Boon *et al.* 2018). Lefailbe *et al.* (2018) toonde in de Belgische Noordzee aan dat verrijking met organische stof o.a. verschilt per windturbinetype (monopiles vs. jackets) en afstand tot de structuur (dichterbij of verder weg dan 50 m), en dat organische verrijking van het sediment leidde tot veranderingen in biodiversiteit en dichtheden van bodemdieren. Bij PAWP gaf de aanwezigheid van kunstmatige structuren geen aanwijzingen die duiden op grootschalige veranderingen van de zeebodem (ACRB 2013). Lokaal werden wel kleine sedimentatie accumulaties en erosiekuilen aangetroffen.

4.2.3 Verwijderingsfase

Naar alle waarschijnlijkheid zullen windturbines een faciliterende werking hebben op met name hardsubstraat geassocieerde benthossoorten. Daarnaast heeft het verbod op sleepnetvisserij mogelijk een positief effect op langlevende benthossoorten in overige delen van het windpark, al is zo'n effect in onderzoeken nog niet significant aangetoond. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee een negatief effect hebben op de totale benthospopulatie zoals die zich ontwikkeld heeft in het windpark tijdens de exploitatiefase. Soorten die zich door het



spill-over effect op het omringende zacht substraat hebben gevestigd, zoals mosselen, kunnen hierbij wel overleven, mits het gebied niet weer wordt opengesteld aan bodemberoerende visserij.



5 Materiaal en methoden

5.1 Brongegevens

5.1.1 Vogels

Op de Noordzee komen tientallen soorten zeevogels voor die de zee het hele jaar door als hun leefgebied hebben en die ter plaatse foerageren, rusten, ruien en slapen. Velen daarvan zijn te vinden in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee ter hoogte van Nederland (Baptist & Wolf 1993, Camphuysen & Leopold 1994, Arts 2013). Een complete lijst van voorkomende (zee)vogelsoorten in de Noordzee wordt gegeven in tabel 5.1.

Soorten die slechts in zeer geringe aantallen of als dwaalgast op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) voorkomen, of soorten die eigenlijk zoetwatervogels zijn, waarvan sporadisch enkele individuen ook op zee worden gezien, maar dan vooral in de kustzone (zoals bijvoorbeeld het nonnetje (*Mergellus albellus*)) worden verder gezien als niet relevant voor deze studie. De meeste 'schaarse doortrekkers' worden alleen dicht onder de kust gezien, waar stuwing van deze trekvogels langs het land optreedt en waar bovendien relatief intensief wordt waargenomen.

Op volle zee zijn slechts weinig vogels werkelijk stationair aanwezig op een bepaalde locatie. Eerder gaat het voorkomen van zeevogels op volle zee gepaard met allerlei grootschalige en kleinschalige bewegingen, die in relatie kunnen staan met het getij, het al dan niet plotseling optreden van een goede mogelijkheid om te foerageren, de tijd van de dag, en de tijd van het jaar (seizoenstrek). Daarnaast heeft het gebied ook niet dezelfde functie voor alle vogels. Kleine mantelmeeuwen die broeden in de Nederlandse kustkolonies gebruiken de Noordzee om voedsel te zoeken voor hun jongen, in tegenstelling tot kleine mantelmeeuwen van elders die uitsluitend door de Nederlandse Noordzee heen trekken op weg tussen hun broedgebied en de zuidelijker gelegen overwinteringsgebieden. Daarnaast zijn er ook soorten die het NCP gebruiken om te overwinteren, zoals zeekoeten en roodkeelduikers. Indien delen van dit gebied veranderen, bijvoorbeeld door de constructie van een windpark op zee, zal dit gevolgen hebben voor het gebruik van dit deel van hun leefgebied.



Tabel 5.1 Complete lijst van relevante (zee)vogelsoorten in de Noordzee waar het plangebied is gelegen. Met een * worden de soorten aangegeven die onder de EU Vogelrichtlijn Annex 1 vallen (BirdLife International website) én die op het NCP voorkomen (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994, van den Berg & Bosman 2001, Bijlsma et al. 2001). In de laatste kolom wordt een indicatie van de talrijkheid op het NCP gegeven, naar van den Berg & Bosman (2001) en Bijlsma et al. (2001). br: broedvogel in Nederland; n-br: niet-broedvogel; migr: trekvogel.

soort	wetenschappelijke naam	status op het NCP
* roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>	Algemeen in kustzone (n-br)
* parelduiker	<i>Gavia arctica</i>	Vr j schaars (n-br)
* ijsduiker	<i>Gavia immer</i>	Schaarse gast (n-br)
* geelsnavelduiker	<i>Gavia adamsii</i>	Zeldzaam (n-br)
dodaars	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Schaarse doortrekker in kustzone (n-br)
* kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>	Vr j schaars in kustzone (n-br)
geoorde fuut	<i>Podiceps nigricollis</i>	Schaars in kustzone (n-br)
fuut	<i>Podiceps cristatus</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
roodhalsfuut	<i>Podiceps grisegena</i>	Schaars in kustzone (n-br)
noordse stormvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>	Talrijk op open zee (n-br)
* kuhls p jstormvogel	<i>Calonectris diomedea/borealis</i>	Zeldzame doortrekker (migr)
grote pijlstormvogel	<i>Puffinus gravis</i>	Dwaalgast
* gon-gon/freira	<i>Pterodroma madeira/feae</i>	Dwaalgast
* bulwers stormvogel	<i>Bulweria bulwerii</i>	Dwaalgast
* kleine p jstormvogel	<i>Puffinus assimilis</i>	Dwaalgast
grauwe p jstormvogel	<i>Puffinus griseus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
noordse pijlstormvogel	<i>Puffinus puffinus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* vale pijlstormvogel	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Vr j schaarse doortrekker (migr)
* bont stormvogeltje	<i>Pelagodroma marina</i>	Dwaalgast
* stormvogeltje	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Vr j schaarse doortrekker (migr)
* vaal stormvogeltje	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Vr j schaarse doortrekker (migr)
jan-van-gent	<i>Morus bassanus</i>	Talrijk op open zee (n-br & migr)
aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Talrijk in kustzone (br & n-br)
kuifaalscholver	<i>Phalacrocorax aristoteles</i>	Schaarse wintergast (n-br)
eider	<i>Somateria mollissima</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br & n-br)
koningseider	<i>Somateria spectabilis</i>	Dwaalgast
* stellers eider	<i>Polysticta stelleri</i>	Dwaalgast
zwarte zee-eend	<i>Melanitta nigra</i>	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
grote zee-eend	<i>Melanitta fusca</i>	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
brilzee-eend	<i>Melanitta perspicillata</i>	Dwaalgast
ijseend	<i>Clangula hyemalis</i>	Schaarse wintergast in kustzone (n-br)
harlekijneend	<i>Histrionicus histrionicus</i>	Dwaalgast
brilduiker	<i>Bucephala clangula</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
middelste zaagbek	<i>Mergus serrator</i>	Talrijk in kustzone (n-br)



rosse franjepoot	<i>Phalaropus fulicarius</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* grauwe franjepoot	<i>Phalaropus lobatus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
grote jager	<i>Stercorarius skua</i>	Vr j schaarse gast (n-br & migr)
middelste jager	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
kleine jager	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Algemene doortrekker (migr)
kleinste jager	<i>Stercorarius longicauda</i>	Schaarse doortrekker (migr)
vorkstaartmeeuw	<i>Xema sabini</i>	Schaarse doortrekker (migr)
drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla</i>	Talrijk (n-br)
kokmeeuw	<i>Larus ridibundus</i>	Talrijk in kustzone (br & n-br)
stormmeeuw	<i>Larus canus</i>	Talrijk (br & n-br)
* zwartkopmeeuw	<i>Larus melanocephalus</i>	Schaars in kustzone (br & n-br)
zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>	Talrijk (br & n-br)
* audouins meeuw	<i>Larus audouinii</i>	Dwaalgast
pontische meeuw	<i>Larus cachinnans</i>	Zeer schaarse gast (n-br)
geelpootmeeuw	<i>Larus michahellis</i>	Zeer schaarse gast (n-br)
kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus graellsii</i>	Talrijk (br & migr)
* baltische kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus fuscus</i>	Mogelijk schaarse doortrekker (migr)
grote mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>	Talrijk (br & n-br)
* dwergmeeuw	<i>Larus minutus</i>	Talrijk, vooral in kustzone (migr)
grote burgemeester	<i>Larus hyperboreus</i>	Schaarse wintergast (n-br)
kleine burgemeester	<i>Larus glaucoides</i>	Zeldzaam (n-br)
* lachstern	<i>Gelochelidon nilotica</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* reuzenster	<i>Hydroprogne caspia</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* grote stern	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* dougalls stern	<i>Sterna dougallii</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* visdief	<i>Sterna hirundo</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* noordse stern	<i>Sterna paradisaea</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* dwergstern	<i>Sterna albifrons</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
* zwarte stern	<i>Chlidonias niger</i>	Talrijk, vooral in kustzone (br, migr)
kleine a k	<i>Alle alle</i>	Schaarse wintergast (n-br)
papegaaiduiker	<i>Fratercula arctica</i>	Zeer schaarse wintergast (n-br)
zwarte zeekoet	<i>Cephus grylle</i>	Zeer schaarse wintergast (n-br)
zeekoet	<i>Uria aalge</i>	Talrijk (n-br)
kortbekzeekoet	<i>Uria lomvia</i>	Dwaalgast (n-br)
alk	<i>Alca torda</i>	Talrijk (n-br)

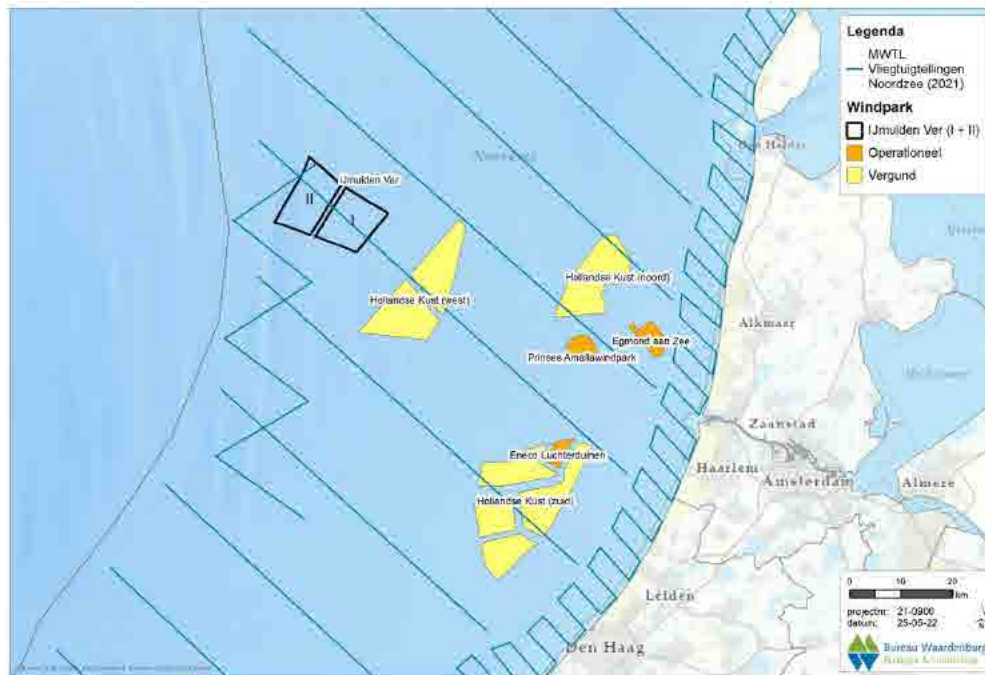


Telgegevens

Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recent beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold *et al.* 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2016, Van der Wal *et al.* 2015) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi *et al.* 2018b, Van der Wal *et al.* 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek *et al.* 2022b). Dit zijn de gegevens van de internationale en landelijke monitoringsgegevens van de MWTL- en/of ESAS-data (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019). Deze data beslaan kleine delen van het windenergiegebied IJmuiden Ver en bestaan vooral uit geïnterpoleerde gegevens. Het is de meest volledige reeks gegevens die over een lange periode is verzameld.

MWTL-tellingen en ESAS-data

In het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) wordt de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren geteld (b.v. Arts *et al.* 2013, Fijn *et al.* 2022). Daarnaast zijn diverse Europese tellingen, waaronder die bijvoorbeeld van de monitoring rond OWEZ (Leopold *et al.* 2012) samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) Database (Tasker *et al.* 1984, Reid & Camphuysen 1998). De MWTL-tellingen worden uitgevoerd vanuit een vliegtuig (transecten in Arts *et al.* 2013), terwijl de ESAS-data merendeels gebaseerd zijn op scheepstellingen langs vaste transecten. Voor de precieze ligging van deze transecten wordt verwezen naar Leopold *et al.* (2015). Op basis van deze monitoringsprogramma's zijn tweemaandelijks geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten door Wageningen Marine Research. Deze gegevens zijn in het KEC-project door Rijkswaterstaat (2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015, 2018, Gyimesi *et al.* 2018b, Potiek *et al.* 2022b) gebruikt om de effecten van bestaande en toekomstige windparken in de zuidelijke Noordzee te berekenen. Sinds 2014 zijn de MWTL-tellingen aangepast zodat momenteel vier keer per jaar (aug, nov, jan, feb) een vlakdekkende telling van het gehele NCP wordt gedaan met een vliegtuig. Op basis van deze tellingen worden dichtheden van vogelsoorten bepaald voor het totale NCP. Daarnaast leveren deze tellingen populatieschattingen op van diverse soorten zeevogels op de Nederlandse Noordzee. Op basis van de interpolaties zijn voor de verschillende kavels van windenergiegebied IJmuiden Ver verschillende dichtheden van zeevogels berekend.



Figuur 5.1 Ligging van de transecten van de MWTL-vliegtuigtellingen ten opzichte van het windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken.

De dichtheden gevonden tijdens scheepstellingen en vliegtuigtellingen verschillen van elkaar. Dit komt voornamelijk voort uit methodologische verschillen die leiden tot verschillen in detectie. Voorbeelden hiervan zijn dat sommige soorten al op grote afstand opvliegen voor een onderzoeksschip en daardoor gemist worden tijdens boottellingen, terwijl dat bij een vliegtuigtelling minder makkelijk gebeurt door de hoge snelheid van het vliegtuig. Daarentegen worden duikende vogels vaak eerder gemist vanuit een vliegtuig dan vanaf een boot, omdat deze alweer boven komen alvorens een boot voorbij gevaren is, terwijl door de hoge snelheid van het vliegtuig de waarnemer allang gepasseerd is. Ook voor vliegende vogels is de detectie vanuit het vliegtuig vaak beter, doordat vogels op grotere hoogte makkelijker gemist worden vanaf een schip, en doordat vliegende vogels vaak te laat worden opgepikt waardoor ze al snel het predicaat 'scheeps-geassocieerd' meekrijgen en daardoor niet meetellen in de dichtheidsbepalingen.

Additionele tellingen vanaf boorplatform K14

Naast deze genoemde tellingen die expliciete gegevens over windenergiegebied IJmuiden Ver opleveren, zijn data beschikbaar van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn *et al.* 2012). Specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels is gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Uit deze data zijn direct fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Tellingen vanaf K14 worden als relevant gezien omdat dit boorplatform in de relatieve nabijheid, op ca. 40-45 km afstand naar het noorden, van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt (zie figuur 1.1). Verwacht wordt dat waarnemingen vanaf bestaande windparken (OWEZ, PAWP of Luchterduinen) een minder goede indicatie



geven over de verwachte soortensamenstelling in IJmuiden Ver omdat dit laatste windenergiegebied op 63 km uit de kust ligt, terwijl de bestaande windparken op 20-25 km vanaf de kust liggen. K14 ligt op 80 km uit de kust, waardoor de soortensamenstelling ook in dit gebied minder gedomineerd zal worden door kustgebonden vogelsoorten.

Wel kan een andere telmethode vanaf K14 ervoor zorgen dat precieze dichtheden verschillen van de MWTL-tellingen. Dichtheden vanaf K14 zijn namelijk bepaald op basis van panoramascans. Daarnaast duurde het onderzoek op K14 slechts twee jaar en waren de tellingen op een beperkter aantal dagen uitgevoerd over een beperkter gebied dan vliegtuig- of scheepstellingen. Daarnaast zijn de scans uitgevoerd vanaf een platform met aanwezigheid van mensen, wat voor vermijding van vogels kan hebben gezorgd. Deze factoren hebben mogelijk eraan bijgedragen dat de dichtheden gemeten vanaf K14 over het algemeen lager uitvallen dan die van MWTL-/ESAS-tellingen. Vanwege de vergelijkbare locaties kunnen met name de onderlinge verhoudingen tussen vogelsoorten en de temporele veranderingen van dichtheden echter goed met elkaar worden vergeleken.

Alle eerdergenoemde tellingen zijn overdag uitgevoerd. Daarnaast vertellen waarnemingen van menselijke tellers vooral iets over vogelactiviteit in de onderste luchtlagen. Op basis van deze tellingen worden het voorkomen en de aantallen van (nachtelijke) trekvogels (met name zangvogels) daarom onderschat. Met radaronderzoek is wel een orde-grootte bepaling te doen van deze aantallen.

5.1.2 Vleermuizen

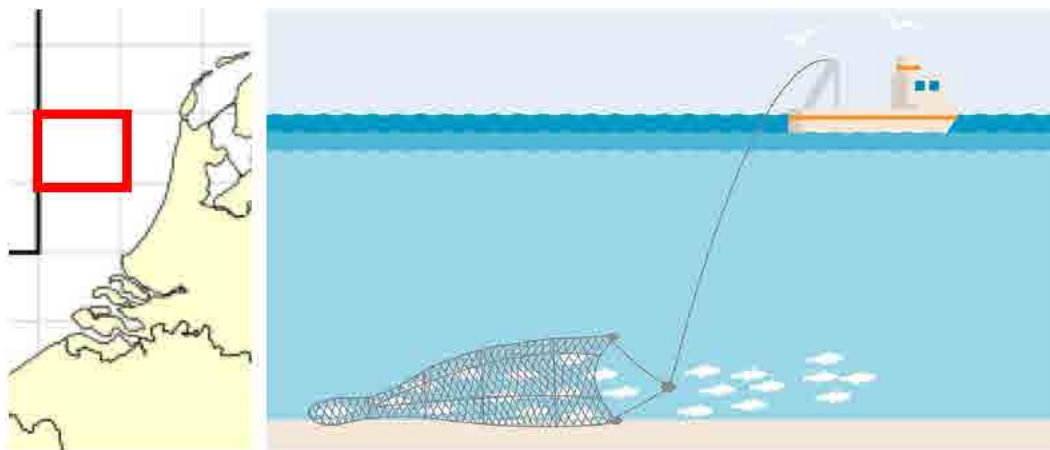
Het aantal jaarlijkse vleermuisslachtoffers in Nederlandse offshore windparken is niet bekend. Daarnaast is er weinig bekend over de populatiegroottes van vleermuizen in offshore windparken. De schatting van de populatie van ruige dwergvleermuizen dat over de Noordzee migreert heeft een zeer grote bandbreedte (100-1.000.000; Limpens *et al.* 2017). Waar de vleermuizen die over de Noordzee trekken precies vandaan komen is niet bekend (Rijkswaterstaat 2015). Het European Topic Centre on Biological Diversity (2021) geeft een overzicht van schattingen en trends van vleermuispopulaties in landen van de Europese Unie (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>). Gegevens van deze databank zijn gebruikt om populatiegroottes te bepalen. In het KEC (Rijkswaterstaat 2015, 2019) zijn alle beschikbare waarnemingen van vleermuizen boven het zuidelijke Noordzeegebied gepresenteerd en ook in voorliggend rapport verwerkt.

5.1.3 Vissen

Binnen het plangebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen. Wel is er data van gestandaardiseerde visbemonsteringen uit de omgeving beschikbaar, waar informatie aan ontleend kan worden. Dergelijke bemonsteringen zijn de International Bottom Trawl Survey (IBTS), Sole Net Surveys (SNS) en Boomkor survey (BTS). Voor de huidige rapportage is data van de IBTS verkregen via het DATRAS-dataportaal van ICES. Data van drie jaren met een interval van vijf jaar is verkregen van vak 34F3 (oppervlakte 757 km²), het vak waarin het



plangebied (deels) ligt (figuur 5.1). Monitoring vond plaats tweemaal per jaar (Q1 en Q3) en de hoeveelheid vis is weergegeven in “Catch per unit of fishing effort”, oftewel het aantal gevangen individuen per soort per uur dat er gevist wordt. Wel moet er rekening gehouden worden met de grote verschillen in vangsten tussen de twee bemonsteringen per jaar en tussen de verschillende jaren, zowel in totaal aantal gevangen vissen als het aantal gevangen soorten. Opgemerkt dient verder te worden dat deze maatstaf niet gelijk staat aan de hoeveelheid voorkomende vis in het gebied, omdat ook de trefkans om een grote school vis te vangen van invloed is.



Figuur 5.2 De locatie van vak 34F3 (links) en een illustratie van de visserijtechniek (rechts) (bron: MSC).

Ook binnen het MWTL-bemonsteringsprogramma worden visdata ingewonnen. Zo is bij het bodemschaven ook de visvangst geregistreerd, al is deze methodiek niet specifiek ontwikkeld op het bemonsteren van vis. Voor de voorliggende rapportage is de data gebruikt van negen monsterlocaties op de Bruine Bank die zijn bemonsterd in 2019 en 2021. De monsterpunten op de Bruine Bank liggen dicht bij het plangebied en vanwege de overeenkomsten in habitat is het aannemelijk dat er grote gelijkenissen zijn in het voorkomende onderwaterleven. Data van 2019 is verkregen uit het 'MWTL-databestand Bodemschaafcampagne 2019 Rijkswaterstaat', terwijl van 2021 ruwe data reeds (intern) beschikbaar is.

In 2016 en 2017 heeft Oceana twee bemonsteringen uitgevoerd op de Bruine Bank met een remotely operated vehicle (ROV) en een VanVeenhapper, ondersteund door een multi-beam echosounder en side-scan sonar. Met de ROV zijn 13 transecten afgelegd en met de VanVeenhapper zijn 63 monsters genomen, allen voornamelijk op het Nederlandse deel van de Bruine Bank. García *et al.* (2019) hebben de resultaten gepubliceerd. Naast benthos biedt dit ook waardevolle informatie over de visgemeenschap op de Bruine Bank, die naar verwachting vergelijkbaar is met de visgemeenschap in het beoogde plangebied.

5.1.4 Benthos

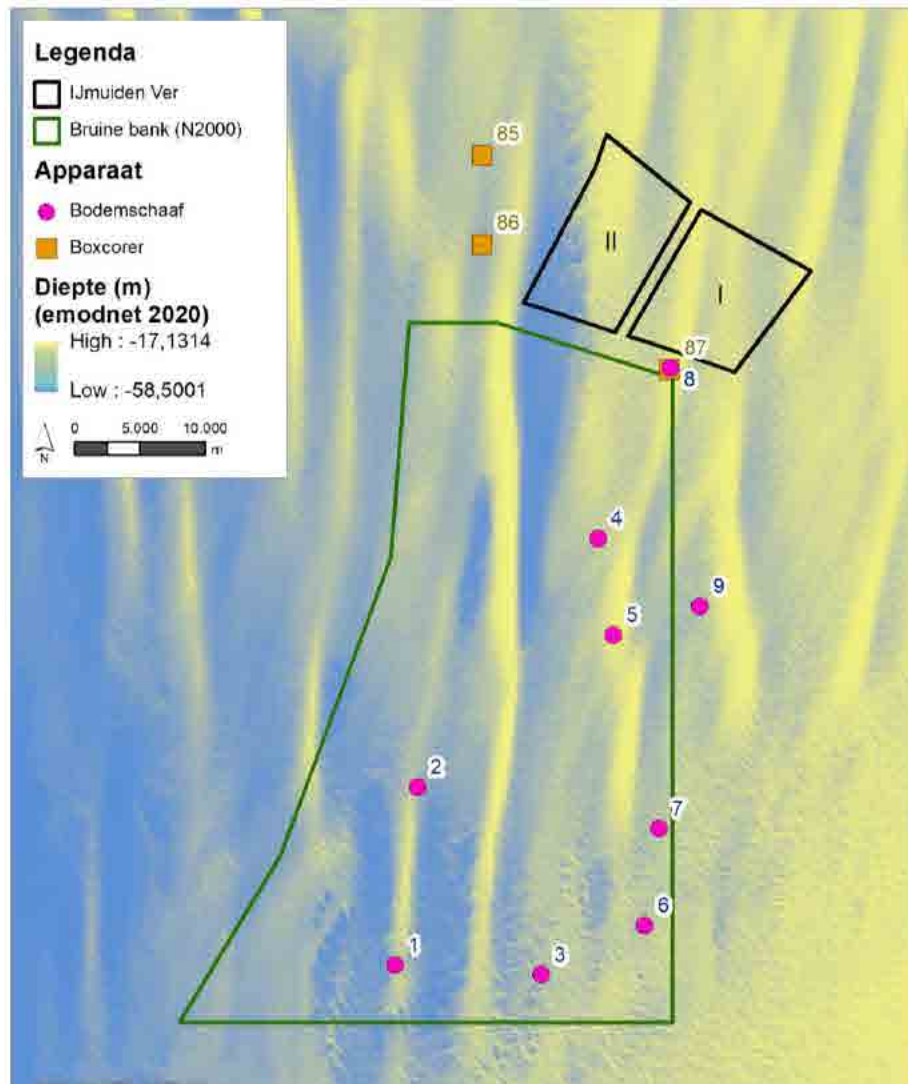
Binnen het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschappen. Wel worden op



de Noordzee benthosbemonsteringen uitgevoerd in het kader van het MWTL-bemonsteringsprogramma. Drie boxcore locaties (NRDZE_0085, 3.28751 52.89727; NRDZE_0086, 3.28696 52.83588; NRDZE_0087, 3.49863 52.74921) liggen nabij het plangebied. Hiervan is data beschikbaar van 1995 t/m 2018 (figuur 5.2). Deze data zijn verkregen via Informatiehuis Marien en zijn onder andere gebruikt om een beeld te schetsen van de aanwezige benthos in het plangebied.

In 2019 en 2021 is met een bodemschaaf het macrozoobenthos (> 5mm) van de Bruine Bank bemonsterd op negen locaties, ook in het kader van het MWTL-programma (figuur 5.2). Tijdens deze bemonstering zijn alleen individuen groter dan 5 mm geregistreerd. Op basis van habitatovereenkomsten is de benthosgemeenschap in het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver zeer waarschijnlijk vergelijkbaar met de gemeenschappen zoals die voorkomen op de Bruine Bank. Data van 2019 is verkregen uit het 'MWTL-databestand Bodemschaafcampagne 2019 Rijkswaterstaat'. Van de meetcampagne in 2021 is ruwe data reeds (nog niet-gepubliceerd) beschikbaar.

Eerdergenoemde bemonsteringen uitgevoerd door Oceana in 2016 en 2017 verschaffen waardevolle informatie over de benthosgemeenschap van de Bruine Bank (García *et al.* 2019). Resultaten van deze studie schetsen een beeld van de te verwachten benthosgemeenschap in het plangebied gezien de grote gelijkenis met de aanwezige habitat op de Bruine Bank.



Figuur 5.3 Ligging van de boxcore- en bodemschaaf-monsterlocaties van het MWTL-bemonsteringsprogramma nabij het plangebied.



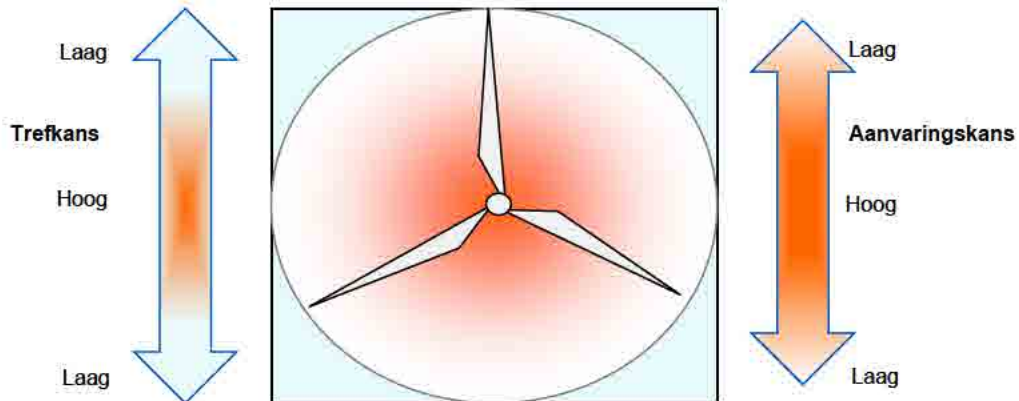
5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels

5.2.1 Aanvaringsslachtoffers

Zeevogels

In dit rapport is het *stochastische Collision Risk Model* (hierna: sCRM) gebruikt om aantallen aanvaringsslachtoffers onder zeevogels te berekenen. Het sCRM (Marine Scotland 2018) is gebaseerd op het SOSS Band Model (Band 2012), maar in het sCRM kunnen inputparameters worden voorzien van een standaarddeviatie, waardoor de variabiliteit rondom de inputparameters kan worden gemodelleerd. Dit zorgt ervoor dat het model een range van slachtofferaantallen produceert, waarmee een gemiddelde en standaarddeviatie kunnen worden berekend. De uitkomsten in dit rapport zijn gebaseerd op 1.000 iteraties van het model. Dit zorgt ervoor dat de onzekerheid rondom de slachtofferaantallen inzichtelijk wordt.

Het Band model biedt twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. In voorliggend rapport is voor het sCRM gebruik gemaakt van het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringsrisico neemt namelijk toe richting de gondel en de trefkans (de kans dat een vogel in het rotor-bestreken gebied terechtkomt) neemt af met de afstand tot het verticale middelpunt van de rotor (figuur 5.3). Dit, in combinatie met de vlieghoogteverdeling van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. Het andere alternatief is het Basic Band Model, waarbij gerekend wordt met een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-bestreken gebied. Het Basic model is geschikter als vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte niet goed bekend zijn, of als andere factoren, zoals de variatie in vogelaantallen, belangrijker worden geacht. Hierbij moet wel vermeld worden dat het belangrijk blijft om voor het gebruik van deze modellen zoveel mogelijk data te verzamelen over vlieghoogteverdelingen van zeevogelsoorten. GPS-logger metingen geven hiervoor de best beschikbare data, maar op dit moment zijn bij de meeste soorten geen of maar een beperkte hoeveelheid data waarop de vlieghoogteverdelingen gebaseerd zijn. Als er grote individuele verschillen in de vlieghoogte zijn, geeft dat een grote variatie in de modeluitkomsten. Samen met de gemeten vogeldichtheden en gebruikte uitwijkpercentages, heeft vlieghoogte daarmee de grootste invloed op het berekende aantal aanvaringsslachtoffers.



Figuur 5.4. Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.

Op basis van de MWTL- en ESAS-tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze dichtheden bevatten zowel vogels op het water als in vlucht en zijn daarom eerst gecorrigeerd voor de fractie van het totale tijdsbudget dat de vogel in vlucht is. Voor de berekeningen is gewerkt met vogelparameters conform de meest recent beschikbare data. Dat wil zeggen dat voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk soortspecifieke parameterwaarden conform KEC 1.0 zijn gebruikt (Rijkswaterstaat 2015). Voor de overige zeevogelsoorten zijn de parameterwaarden van de KEC 4.0-studie (de laatste actualisatie) gebruikt (Potiek *et al.* 2022b). In tegenstelling tot KEC 4.0 is in het KEC 1.0 nog niet gebruikt gemaakt van de stochastische versie van het Band model. Daarom zijn in voorliggend rapport voor de bovengenoemde soorten geen standaarddeviaties voor de verschillende parameters gebruikt. Uitzonderingen hierop zijn de lengte en spanwijdte van iedere soort. Voor deze parameters is conform KEC 4.0 voor iedere soort het gemiddelde en de standaarddeviatie bepaald op basis van ranges gegeven in Snow & Perrins (1998), waarbij de aanname is dat het middelpunt van deze ranges het gemiddelde is en dat alle data valt binnen drie standaarddeviaties van het gemiddelde. In tabel 5.3 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte parameters voor iedere soort. Voor jan-van-gent en zilvermeeuw zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de jan-van-gent een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn. Voor zilvermeeuw betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart. Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment. In het kader van de MER onderzoeken voor windenergiegebied IJmuiden Ver zijn vervolgens voor deze twee soorten ook nieuwe slachtofferberekeningen uitgevoerd die afweken van de KEC 4.0 cumulatiestudie. Zo is een ander windparkscenario aangehouden dan in het KEC 4.0, het zogenaamde juridisch noodzakelijk scenario: dit zijn windparken die op het moment van operationeel worden van IJmuiden Ver al vergund zijn maar nog niet gebouwd, en andere operationele windparken waarvan de effecten nog niet zeker verdisconteerd zijn in de populatie. Ook zijn berekeningen uitgevoerd voor het inzichtelijk maken van de effecten van een eventuele tiplaagteverhoging. Op het moment van



schrijven worden ook nog aanvullende berekeningen uitgevoerd voor de jan-van-gent met nieuwe dichtheidskaarten (Waggit *et al.* 2020) en nieuwe uitwijkpercentages (Leemans *et al.* in prep.).

Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers is voor alle windparkalternatieven van het windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver berekend. Op basis van de turbinekenmerken en het verwachte aantal turbines is het rotor-bestreken gebied voor elke alternatief berekend. Voor de berekeningen is conform KEC 4.0 de aanname gedaan dat het windpark van maart tot en met augustus operationeel is voor 96,25% van de tijd en in de overige maanden 100% operationeel.

Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Trekvogels

Voor trekvogels is in dit rapport gewerkt met het Basic Band Model (Band *et al.* 2007), omdat geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn voor trekvogels. Bovendien wordt verwacht dat variatie in het geschatte aantal vogels dat door een windpark vliegt belangrijker is voor het aantal aanvaringen dan schattingen over de vlieghoogteverdelingen.

Zoals eerder genoemd is specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Uit deze data zijn fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Berekeningen met het Band model kunnen worden gebaseerd op dichtheden van vliegende vogels of geschatte fluxen. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Echter, als alternatief is expliciet voor trekvogels een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar).

Op de jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast. Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die representatief is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en binnen de soortgroep een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort). Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, de buizerd voor roofvogels en uilen, de Kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder uitwijking op. Vervolgens is hier voor iedere soortgroep een uitwijkingspercentage van 98% op toegepast.



Tabel 5.3 Parameters gebruikt in sCRM berekeningen. N.B.: voor drieteenmeeuw zijn twee verschillende waarden van vliegsnelheid gebruikt voor het berekenen van respectievelijk de flux en het aanvaringsrisico.

soort	lengte (m)		spanwijdte (m)		vliegsnelheid (m/s)		nachtelijke activiteit	uitwijking (%)	fractie tijd in vlucht
	gem.	sd	gem.	sd	gem.	sd			
aalscholver	0,90	0,033	1,45	0,050	15,2	0	0	99,0	0,4
alk	0,38	0,003	0,66	0,008	16,0	0	0	99,5	0,2
drieteenmeeuw	0,39	0,003	1,08	0,042	8,7 / 6,2	3,16 / 3,40	0,50	99,2	0,7
duikers	0,61	0,027	1,11	0,017	19,0	0	0	99,0	0,5
dwergmeeuw	0,26	0,003	0,78	0,008	11,5	0,10	0,25	99,5	0,6
dwergstern	0,23	0,003	0,52	0,012	10,6	0	0	99,0	1,0
eider	0,61	0,035	0,94	0,047	17,9	0	0,50	99,0	0,4
fuut	0,49	0,008	0,88	0,008	13,2	0	0,25	99,0	0,6
grauwe pijlstormvogel	0,46	0,018	1,02	0,025	11,2	0	0,50	99,9	0,6
grote jager	0,56	0,008	1,36	0,013	14,9	3,80	0	99,5	0,8
grote mantelmeeuw	0,71	0,023	1,58	0,025	13,7	1,20	0,50	99,5	0,3
grote stern	0,39	0,008	1,00	0,017	10,3	3,40	0,05	99,0	1,0
grote zee-eend	0,55	0,012	0,95	0,015	20,1	0	0,50	99,0	0,4
jan-van-gent	0,94	0,022	1,73	0,025	14,9	2,60	0,08	98,9	0,8
kleine alk	0,18	0,003	0,44	0,013	20,0	0	0	99,5	0,2
kleine jager	0,44	0,008	1,18	0,025	13,8	2,20	0,00	99,5	1,0
kleine mantelmeeuw	0,58	0,020	1,43	0,025	9,4	3,92	0,43	99,8	0,4
kokmeeuw	0,36	0,005	1,05	0,017	11,9	0	0,25	99,5	0,2
kuifaalscholver	0,73	0,025	0,98	0,025	13,2	0	0	99,0	0,4
noordse pijlstormvogel	0,34	0,008	0,82	0,020	11,2	0	0,50	99,9	0,6
noordse stormvogel	0,48	0,008	1,07	0,017	13,0	0	0,75	99,9	0,4
papegaaiduiker	0,28	0,005	0,55	0,027	17,6	0	0	99,0	0,2
stommeeuw	0,41	0,003	1,20	0,033	13,4	0	0,50	99,5	0,4
stormvogeltje	0,16	0,007	0,38	0,005	11,2	0	0,75	99,9	0,6
vaal stormvogeltje	0,21	0,005	0,47	0,005	11,2	0	0,75	99,9	0,6
visdief/noordse stern	0,33	0,007	0,88	0,035	9,2	3,10	0	99,0	1,0
zeekoet	0,40	0,005	0,67	0,010	19,1	0	0,25	99,5	0,2
zilvermeeuw	0,60	0,015	1,44	0,020	11,3	3,91	0,01	99,5	0,3
zwarte zee-eend	0,49	0,017	0,85	0,018	22,1	0	0,50	99,0	0,4



Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor de berekening van aanvaringssslachtoffers onder kolonievogels uit Natura 2000-gebieden zijn voor de relevante soorten de aantallen slachtoffers in het broedseizoen (zoals berekend met het sCRM) bij elkaar opgeteld. Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie bestaat uit zogenaamde 'floaters' (niet-broedende vogels). Daarom zijn de aantallen slachtoffers in het broedseizoen vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces. Voor iedere relevante soort is dit aantal vervolgens verdeeld over alle vogels (dus ook uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van IJmuiden Ver, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van IJmuiden Ver gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen bijvoorbeeld de aantallen van kolonies die dichterbij IJmuiden Ver liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen.

5.2.2 Habitatverlies

Zeevogels

Uit internationale reviews van het KEC blijkt dat grove aannames worden gebruikt door gebrek aan data bij het onderwerp habitatverlies. Het is momenteel bijvoorbeeld onbekend hoe vermijding kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. Als *worst case*-aannames hanteren we in voorliggend rapport de aanname om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury *et al.* 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Ook de JNCC (adviesorgaan voor de UK vergunningverleners) hanteert als *worst case* een sterfte van 10% van de individuen die het windpark zullen vermijden¹. Met die aanname kan vervolgens, conform het achtergronddocument voor het MER van Ten Noorden van Waddeneilanden (Leemans *et al.* 2021), de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend. Dit wordt gedaan op basis van de oppervlakte van de kavels en de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen die gecorrigeerd worden met de soortspecifieke macro- uitwijkingspercentages. Dit laatste wordt gedaan om rekening te houden met het feit dat bij meerdere zeevogelsoorten zowel sterfte door aanvaringen als habitatverlies op kan treden. Door het toepassen van de macro-uitwijkpercentages wordt ervoor gecorrigeerd dat vogels die het windpark vermijden geen aanvaringssslachtoffer kunnen worden, maar daarmee kan het gebied als verloren voor die vogels beschouwd worden, oftewel treedt er habitatverlies op.

¹ "Given the very great uncertainty concerning realistic levels of mortality of displaced birds, JNCC have previously advised, for certain specific project applications, that a 10% adult mortality rate could be used for some key species (e.g. guillemot, razorbill, kittiwake, gannet and Manx shearwater), while some developers argue that those values are overly precautionary."



Trekvogels

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver verblijven. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Effecten van habitatverlies zijn daarom op voorhand uit te sluiten omdat de zee geen habitat van deze trekvogels vormt.

Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor de berekening van habitatverlies onder kolonievogels uit Natura 2000-gebieden is voor de relevante soorten de gemiddelde dichtheid in het broedseizoen (zoals berekend met het sCRM) genomen en vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces (zie ook §5.2.1). Vervolgens is wederom voor iedere relevante soort dit aantal verdeeld over alle vogels (dus ook over vogels uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van IJmuiden Ver, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van IJmuiden Ver gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de aantallen van kolonies die dichterbij IJmuiden Ver liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen. De gecorrigeerde en gewogen dichtheden in het broedseizoen zijn vervolgens vermenigvuldigd met de oppervlakte van de kavels, het soortspecifieke macro-uitwijkingspercentage en een sterfte van 10% om het aantal slachtoffers door habitatverlies onder kolonievogels te verkrijgen.

5.2.3 Barrièrewerking

Voor het inschatten van de mate waarin barrièrewerking een probleem voor vogels vormt is gebruik gemaakt van literatuur. Op grond hiervan en van informatie over de dimensies van de geplande windturbineopstellingen is ingeschat of vogels de windturbineopstellingen zullen kruisen of omvliegen. Een meer gedetailleerde kwantificering van barrièrewerking is, met name bij grote windturbines met ook grotere tussenafstanden, niet mogelijk omdat er nog onvoldoende onderzoek over beschikbaar is.

5.2.4 Toetsingscriteria

In het kader van de Wnb (Hoofdstuk 3) moet beoordeeld worden of de realisatie van IJmuiden Ver op zichzelf of in samenhang met andere plannen en projecten in de omgeving (significant) negatieve effecten kan hebben op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of op de Staat van Instandhouding (Svl) van populaties van beschermde soorten.

De toetsing vindt plaats op twee schalen:

1. effecten van IJmuiden Ver op omliggende kolonies in Natura 2000-gebieden
2. cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op de schaal van de gehele zuidelijke en centrale Noordzee



Het verschil in schaal zorgt ervoor dat deze effecten via verschillende criteria worden getoetst.

1% ORNIS-criterium voor toetsing van effecten van IJmuiden Ver op kolonie-niveau

Voor de toetsing op kolonie-niveau wordt tot dusver gebruik gemaakt van het 1% ORNIS-criterium. Volgens dit criterium, opgesteld door het ORNIS-comité, mag, bij gebrek aan overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs, iedere additionele sterfte van minder dan één procent van de jaarlijkse sterfte aan de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als niet significant worden beschouwd. Het Hof van Justitie gebruikt dit criterium als maatstaf om te beoordelen of sprake kan zijn van significantie (o.a. zaak C 79/03 (Commissie/Spanje)).

Belangrijk hierbij is te realiseren dat, op het moment dat er een betere methode is om de effecten te toetsen, deze methode ook vanuit het juridische perspectief dient te worden gebruikt.

Bij voldoende gegevens over de omvang van de jaarlijkse sterfte wordt in onderhavig rapport het ORNIS-criterium gebruikt om als eerste stap te bepalen of significante effecten op een bepaalde soort uitgesloten kunnen worden. Volgens dit criterium kan iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine hoeveelheid worden beschouwd. Wanneer de voorspelde sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op het behalen van de IHD's in Natura 2000-gebieden of op de Svl van de betrokken populaties met zekerheid uitgesloten worden. Bij de beoordeling is tevens rekening gehouden met de huidige Svl van deze populaties.

Als de additionele sterfte de 1%-mortaliteitsnorm (1% van de jaarlijkse sterfte) overschrijdt, kan er eventueel sprake zijn van een significant effect en zal in meer detail moeten worden gekeken naar mogelijke populatie-effecten. Zo kan een populatie van een Natura 2000-gebied waar de additionele mortaliteit boven de 1%-mortaliteitsnorm uitkomt ver boven de instandhoudingsdoelstelling zitten, zodat de additionele sterfte niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de betreffende populatie. In zulke gevallen kunnen populatiemodellen antwoord geven wat de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie zijn. De 1%-mortaliteitsnorm wordt in dit achtergronddocument met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen.

Populatiemodellen en ALIs voor toetsing van cumulatieve effecten van alle geplande windparken op schaal van de Noordzee

De cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. Hierbij wordt het verloop van de populatie gesimuleerd voor zowel het huidige scenario (zonder de geschatte extra sterfte), als voor het scenario waarin de cumulatieve sterfte als gevolg van geplande windparken (inclusief IJmuiden Ver) is meegenomen.



Er zijn voor zeevogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau binnen KEC populatiemodellen opgesteld (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019, Rijkswaterstaat 2019). Met behulp van deze populatiemodellen wordt de populatietrend gesimuleerd op basis van overlevingsgetallen van de verschillende leeftijdsklassen en van gegevens over reproductie (broedsucces en kans op broeden). Beschikbare gegevens uit de literatuur vormen de input voor het soortspecifieke null-model, wat de situatie reflecteert zonder additionele sterfte als gevolg van windparken ('zonder impact'). Dit model wordt vervolgens aangepast door de geschatte additionele sterfte toe te voegen, wat resulteert in het scenario met impact.

De vergelijking van het scenario met impact met het null-scenario zonder impact geeft meer inzicht in het effect van de geschatte additionele sterfte op de verwachte populatietrend. Het was nodig om drempelwaarden op te stellen die met populatiemodellen getoetst kunnen worden om zo conclusies te kunnen trekken over of een impact acceptabel is. Hiervoor is de methodiek van Acceptable Levels of Impact (ALIs) ontwikkeld (Potiek *et al.* 2022a). Deze soortspecifieke drempelwaarden ('levels') zijn in de vorm van:

De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y

Doordat binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken wordt met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact, wordt hier puur naar de impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van geplande windparken gekeken.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door LNV voorlopige drempelwaarden opgesteld, die afhankelijk zijn van de IUCN-status van de betreffende soort (Potiek *et al.* 2022b).

5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen

5.3.1 Bepaling van het aantal aanvaringslachtoffers

Er zijn tot op heden geen metingen uitgevoerd van het aantal gedode vleermuizen bij windparken op zee. Het is ook vrijwel onmogelijk om naar slachtoffers te zoeken op zee. Karkassen kunnen zinken of worden verplaatst door stroming. Op land wordt aan een methode gewerkt om met behulp van warmtebeeldcamera's het aantal aanvaringslachtoffers te bepalen (Lagerveld *et al.* 2017). De methode lijkt veelbelovend maar is nog niet ver genoeg uitgewerkt om effectief op zee toe te passen.

In Duitsland is het programma ProBat ontwikkeld waarmee op basis van de akoestische activiteit van vleermuizen (dat vanuit de nacelle is gemeten) het aantal slachtoffers



berekend kan worden. Het programma is gebaseerd op onderzoek in meer dan 100 Duitse windparken, waar zowel de vleermuisactiviteit als het aantal slachtoffers is bepaald. De onderzochte windparken lagen meestal dichtbij potentiële verblijfplaatsen (gebouwen, bomen) van vleermuizen en hebben vooral betrekking op soorten die op zee relatief weinig voorkomen (rosse vleermuis en gewone dwergvleermuis). In theorie zou hiermee ook het aantal vleermuislachtoffers in windparken op zee kunnen worden voorspeld. Op grond van twee redenen wordt het schatten van het aantal slachtoffers in de Noordzee op basis van akoestische gegevens volgens het ProBat model echter niet verantwoord geacht:

1. Het ProBat model is gebaseerd op onshore metingen vanuit relatief kleine windturbines en het is onzeker of die toepasbaar zijn voor windturbines op zee. Vanuit de nacelle van moderne offshore windturbines kunnen vleermuizen die zich in het onderste rotorbereik bevinden niet gedetecteerd worden. Er bestaat daarnaast de mogelijkheid dat dieren op trek of boven zee afwijkend gedrag vertonen ten opzichte van lokale dieren boven land (bijvoorbeeld hogere vlieghoogte om optimaal te profiteren van rugwind). Hierdoor zou mogelijk een deel van de trekkende vleermuizen niet opgemerkt worden met batdetectors in de nacelle, waardoor het model minder goed toepasbaar wordt voor windparken op zee.
2. Metingen in windparken in de Noordzee zijn op 15 m boven waterniveau uitgevoerd. Het ProBat-model vereist metingen vanuit de gondel/nacelle van de windturbine. Activiteit op lage hoogtes heeft op land een zwakke correlatie met het aantal slachtoffers, en is niet toepasbaar voor nauwkeurige schattingen.

Op grond van deze argumenten wordt hier een voorlopige schatting gemaakt op basis van expert opinion, in plaats van het ProBat model. De vastgestelde vleermuisactiviteit ligt in windparken op zee in de Noordzee lager dan in windparken in intensief gebruikte landbouwgebieden op het Nederlandse vasteland. Zoals eerder vermeld, bestaat de mogelijkheid echter dat vleermuisactiviteit systematisch onderschat wordt in windparken op zee. Niettemin zal het aantal slachtoffers op zee lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Lokaal verblijvende vleermuizen, zoals de gewone dwergvleermuis, zijn op zee vrijwel afwezig terwijl onshore in de meeste Nederlandse windparken de meeste slachtoffers onder gewone dwergvleermuizen vallen (§ 3.2).
- Van de rosse vleermuizen die in onshore windparken voorkomen, is slechts een klein deel lange afstandtrekker (Lehnert *et al.* 2014). In windparken op zee komen juist alleen lange afstandtrekkers voor.
- In onshore windparken vallen ook buiten de trekperiode vleermuislachtoffers, zij het in relatief kleine aantallen. Bij windparken op zee beperkt vleermuisactiviteit zich uitsluitend tot de trekperiode.

Op land vallen de minste slachtoffers bij windparken in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden. Het gemiddelde aantal slachtoffers varieert hier meestal rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell *et al.* 2010a, Limpens *et al.* 2013). Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal slachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. Wanneer de kleine windturbines (ashoogte < 50 m) buiten beschouwing worden gelaten is er volgens de huidige kennis geen duidelijk effect van de windturbinegrootte op het aantal slachtoffers.



De kans op slachtoffers neemt af met toenemende hoogte. Hogere windturbines hebben echter ook langere rotorbladen en bestrijken daarmee een groter oppervlak, wat de kans op slachtoffers vergroot. Grotere turbines hebben daarentegen een lagere draaisnelheid, wat de kans op slachtoffers verkleint. Er zijn dus verschillende effecten die tegen elkaar in werken. Hierdoor is er geen eenduidig effect van ashoogte op het aantal slachtoffers (Barclay *et al.* 2007, Rydell *et al.* 2010a, Niermann *et al.* 2011).

Uitgaande van bovenstaande bevindingen, hanteren we in voorliggend rapport een *worst case-scenario* van 1 slachtoffer per turbine per jaar.

5.3.2 Effectbeoordeling in relatie tot sterfte door aanvaringen

Ook voor vleermuizen wordt de 1% mortaliteitsnorm gehanteerd, zoals staat beschreven in paragraaf 5.2.4.

5.4 Effectbepaling en –beoordeling vissen

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op de aanwezige visgemeenschap worden bepaald aan de hand van een combinatie van literatuur over de ecologische effecten van offshore windparken (zie hoofdstuk 4) en bestaande brongegevens over lokaal aanwezige soort(groep)en (zie hoofdstuk 8). Aan de hand van literatuur wordt bepaald welke effecten een rol spelen voor vissen en vanuit brongegevens wordt bepaald om welke vissoorten dit gaat. Hierbij wordt ook specifiek gekeken naar relevante soorten conform Wnb-doelstellingen en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor plangebied IJmuiden Ver hierbij om de kabeljauw, en haaien en roggen.

5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos

Ook de effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op de aanwezige benthosgemeenschap worden gebaseerd op een combinatie van literatuur (zie hoofdstuk 4) en bestaande brongegevens (zie hoofdstuk 8). Aan de hand van literatuur wordt bepaald welke effecten een rol spelen voor benthos en vanuit brongegevens wordt bepaald om welke soorten dit gaat. Hierbij wordt ook specifiek gekeken naar relevante soorten en/of habitats conform Wnb-doelstellingen en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor plangebied IJmuiden Ver hierbij om *Sabellaria*-banken.

5.6 Effectbeoordeling

Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit tabel 5.2 gehanteerd.



Tabel 5.2 Scoringstabel voor effecten.

score	effect	gevolgen
++	sterk positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden
+	positief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare positieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of negatieve effecten (mogelijk wel positieve) op doelen van beschermde gebieden.
0	neutraal effect	Voorgenomen ingreep onderscheidt zich niet wezenlijk van de referentiesituatie. In het kader van Wnb geen overtreding van verbodsbepalingen of effecten op doelen van beschermde gebieden.
-	negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen, en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn mogelijk.
--	sterk negatief effect	Voorgenomen ingreep leidt tot een sterk merkbare negatieve verandering ten opzichte van referentiesituatie. In het kader van Wnb overtreding van verbodsbepalingen, en effecten op doelen van beschermde gebieden zijn waarschijnlijk.

In de voorkomende gevallen dat de effecten marginaal zijn, wordt dit aangeduid met 0/+ (marginaal positief) of 0/- (marginaal negatief).



DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN



6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied

6.1 Vogels

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zou kunnen ingrijpen op vogelwaarden, is het nodig te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken.

In de volgende deelparagrafen worden beschrijvingen gegeven van vogelsoorten, uit verschillende 'vogelgroepen' (niet-broedvogels, broedvogels, trekvogels) waarvan bekend is dat zij op of nabij het studiegebied foerageren, rusten of om andere redenen verblijven. Met '**niet-broedvogels**' worden met name pleisterende niet-broedvogels bedoeld die in het studiegebied verblijven, met name in de herfst en winter. Broedende vogels komen in het studiegebied niet voor, maar **broedvogels** uit Natura 2000-gebieden in Friesland, Noord-Holland en Zuid-Holland en eventueel Engeland kunnen het plangebied tijdens hun foerageertochten bereiken. Dit geldt uiteraard ook voor broedvogels uit kolonies dichtbij of aan de kust maar die gelegen zijn buiten Natura 2000-gebieden. Onder de '**trekvogels**' in het studiegebied vallen zeevogels, bijvoorbeeld soorten uit kolonies in Noord-Europa die via de Noordzee naar West-Afrika trekken om daar te overwinteren. De grootste aantallen trekvogels boven de Noordzee zijn echter landvogels (vooral zangvogels), die vanuit Noord-Europese broedgebieden, doorgaans op grote hoogten (enkele honderden meters), via het luchtruim boven de Noordzee doortrekken naar meer zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden. Het kan dus voorkomen dat een soort in meerdere (zelfs alle drie) groepen voorkomt.

6.1.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Duikers

In de Zuidelijke Bocht van de Noordzee overwinteren enkele duizenden duikers, waarvan de roodkeelduiker verreweg de meest talrijke soort is die in internationaal kwalificerende aantallen aanwezig is. Parelduikers zijn het meest talrijk aanwezig tijdens de voorjaarstrek (april/mei) maar blijven ook dan in de minderheid. Ijsduiker en geelsnavelduiker zijn in ons land dermate schaars dat ze op het NCP geen rol van betekenis spelen.

De kern van het verspreidingsgebied van alle duikers in Nederland ligt in de kustzone, doorgaans binnen de doorgaande NAP -20 m dieptelijn. Tijdens de voorjaarstrek kan deze verspreiding iets ruimer zijn (Leopold *et al.* 2004, Poot *et al.* 2006). Dit wordt bevestigd door tellingen vanaf K14, waar duikers in zeer lage dichtheden werden waargenomen in voorjaar en najaar (met name in maart en november, Fijn *et al.* 2012). Bovendien wordt aangenomen dat duikers windparkgebieden in het algemeen vermijden (Welcker & Nehls



2016, Skov *et al.* 2017). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen duikers in kavels I en II van IJmuiden Ver niet of in zeer lage dichtheden voor.

Futen

Op het NCP komen vijf soorten futen voor: fuut, roodhalsfuut, geoorde fuut, kuifduiker en dodaars. Zo'n 20% van de Europese futen kan zich in de Nederlandse kustzone bevinden, maar voor de overige soorten ligt dit percentage veel lager (Leopold *et al.* 2012, Poot *et al.* 2012). Alle futen zijn vogels van de kustzone, die nooit verder dan een paar kilometer de zee opgaan. Om deze redenen zijn geen van de futensoorten relevant voor windparken op zee buiten de 10 NM zone. Ook op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen futen in kavels I en II van IJmuiden Ver niet voor.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel is een zeer talrijke soort op het NCP, maar vooral in de noordelijke helft. Zijn gedrag is echter tamelijk onvoorspelbaar en op allerlei momenten in het jaar, en onder zeer diverse weersomstandigheden, zijn omvangrijke invasies geweest in de Zuidelijke Bocht. Deze worden vooral opgemerkt langs de kust, maar aangezien deze soort een vogel van open zee is, kunnen bij dergelijke invasies ook aanzienlijke aantallen op iedere willekeurige locatie verder op zee in de Zuidelijke Bocht vliegen. Tellingen vanaf K14 tonen een lage dichtheid aan, met een piek in het najaar, van 0,01 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012). MWTL-/ESAS-dichtheden laten de hoogste waarden zien in de periode februari/maart, namelijk 0,8 en 0,6 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II. Gemiddeld is deze dichtheid echter 0,4 en 0,5 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II.

Overige stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes

Twee soorten pijlstormvogels komen min of meer regulier voor in de Zuidelijke Bocht: de noordse en grauwe pijlstormvogel. Ze worden hier echter nooit in grote aantallen gezien en enig effect op hun (zeer omvangrijke) populaties valt van geen enkele menselijke activiteit in de Zuidelijke Bocht te verwachten. Ook de overige soorten stormvogels en stormvogeltjes komen in Nederlandse wateren alleen voor in zeer lage dichtheden, of alleen als dwaalgast. Al deze soorten komen volgens de MWTL-/ESAS-tellingen dan ook niet voor in windenergiegebied IJmuiden Ver. Dit komt overeen met tellingen vanaf K14, waar deze soorten niet zijn gezien binnen 3 km van het platform (Fijn *et al.* 2012).

Jan-van-gent

Met name in het voor- en najaar trekken grote aantallen jan-van-genten door de Nederlandse Noordzee via het Kanaal naar het zuiden. Maar ook in de winter verblijven er vele jan-van-genten in de Nederlandse Noordzee. Het is een vogel van de open zee die regelmatig in het windenergiegebied IJmuiden Ver aanwezig is. Tellingen in en nabij bestaande windparken laten zien dat jan-van-genten windparkgebieden zeer waarschijnlijk vermijden (Leopold *et al.* 2013b, Welcker & Nehls 2016, Skov *et al.* 2017), hoewel het wellicht mogelijk is dat jan-van-genten wennen aan de aanwezigheid van een windpark (Furness 2016). Maandelijks dichtheden van jan-van-genten op basis van MWTL-/ESAS-tellingen waren maximaal 0,6 en 0,7 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II. Dit is in ordegrrootte vergelijkbaar met resultaten vanaf K14, waar de maximale dichtheid in het najaar was, met een waarde van 0,32 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012).



Aalscholvers

De aalscholver vestigt steeds meer broedkolonies in de Noord-Hollandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Op zee maken ze het gehele jaar door gebruik van structuren op zee om hun veren te drogen tijdens hun foerageertochten, zoals (gas)platforms en windparken zoals Luchterduinen, PAWP en OWEZ (Heinänen & Skov 2018). Op open zee, waar dit soort structuren ontbreken, worden ze veel minder waargenomen (Poot *et al.* 2011a). Ook gebaseerd op MWTL-/ESAS-tellingen komen aalscholvers momenteel in beide kavels niet voor. Ondanks dat de bestaande windparken Luchterduinen, PAWP en OWEZ al door aalscholvers in gebruik zijn genomen, is het niet vanzelfsprekend dat een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver ook gekoloniseerd wordt, vanwege de grotere afstand tot de kust.

Kuifaalscholvers broeden niet in Nederland, maar vooral jonge vogels van de Britse Eilanden steken over om hier te overwinteren en maken dan potentieel gebruik van platforms op zee. Op basis van MWTL-/ESAS-tellingen komen echter in zowel kavel I als kavel II geen kuifaalscholvers voor.

Zee-eenden

Diverse soorten zee-eenden en andere eendensoorten overwinteren in grote aantallen in de Nederlandse Noordzee. Met name zwarte en grote zee-eend en eider overwinteren met een ordegrootte van honderdduizend vogels op het NCP. Ze zijn echter gebonden aan relatief ondiep water met een rijke voedselvoorziening in de vorm van schelpdierbanken. Hetzelfde geldt in nog sterkere mate voor soorten als brilduiker, middelste zaagbek en ijseend. Zij zijn nog sterker gebonden aan ondiep kustwater en zullen ook in de trektijd uitsluitend als dwaalgast in het windenergiegebied voorkomen. Tijdens vliegtuigtellingen in 2010/11 zijn verder dan 10 km uit de kust slechts enkele keren kleine groepen zwarte zee-eenden waargenomen, uitsluitend in de trekperiode (Poot *et al.* 2011a). Voor beide kavels tonen de MWTL-tellingen de afwezigheid aan van zowel grote als zwarte zee-eend en van eider.

Jagers

Alle vier de Europese jagersoorten (grote, middelste, kleine en kleinste jager) trekken over het NCP, van hun broedgebieden in Schotland en verder noordelijk naar de Golf van Biskaje en West-Afrika. Schotse, en mogelijk ook IJslandse, grote en kleine jagers volgen hier een brede "trekroute" die ten zuiden van de Doggersbank, diagonaal over de Noordzee richting Nederlandse kust voert. Daarna vliegen ze het kanaal door naar de zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden en gezien hun verspreidingspatroon op zee volgt een groot deel van deze vogels een route op zee. Daarnaast foerageren jagers ook tijdens de trek waardoor ze soms voor langere tijd in bepaalde gebieden kunnen blijven hangen als de voedselsituatie daar gunstig is. Omdat de populaties grote en kleine jagers relatief klein zijn (enkele tienduizenden broedparen elk), steekt jaarlijks een relatief belangrijk deel van deze populaties de Noordzee over en deze vogels kunnen op hun route te maken krijgen met een eventueel windpark in het plangebied. De huidig beschikbare MWTL-tellingen laten echter zeer lage aantallen jagers in het gebied zien, namelijk gemiddeld ongeveer 0,02 grote jagers/km² voor zowel Kavel I als Kavel II. Volgens de MWTL/ESAS tellingen komen geen andere soorten jagers in Kavel I als Kavel II voor. Dit komt redelijk overeen



met tellingen vanaf K14, waar alleen zeer lage aantallen kleine en middelste jager gezien zijn (Fijn *et al.* 2012).

Meeuwen

Meeuwen zijn numeriek meestal de dominante vogels in de Zuidelijke Bocht. De hoogste dichtheden worden in de kustzone bereikt, maar ook op zee komen ze altijd en overal voor, en soms in grote concentraties. Dit laatste vooral achter viskotters, waardoor locaties met dergelijke concentraties (tot vele duizenden vogels) tamelijk onvoorspelbaar zijn. Op zee zijn kleine mantelmeeuw (zomer), en zilvermeeuw en grote mantelmeeuw (winter) de belangrijkste soorten. Veel van deze vogels die ver op zee foerageren, vertonen ochtend- en slaaptrek. Er is echter niet één nauwe baan voor deze bewegingen naar één vaste aanlandingsplaats of slaappleats. Ook op en in de nabijheid van platforms op zee slapen vele meeuwen.

Zilvermeeuwen die op zee op het NCP overwinteren zijn zowel eigen broedvogels als vogels die veel noordelijker of op de Britse Eilanden broeden, dus echte trekvogels. Voor de grote mantelmeeuw is de Zuidelijke Bocht een zeer belangrijk overwinteringsgebied van internationaal belang. Van beide soorten komt in het winterhalfjaar maximaal ruim 10% van de totale populatie op het NCP voor, maar een groot aandeel hiervan zit in de kustzone.

In het voorjaar en de nazomer verblijven de grootste aantallen kleine mantelmeeuwen op het NCP. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw respectievelijk 0,3; 0,3 en 0,2 vogels/km² in kavel I van IJmuiden Ver en respectievelijk 0,2; 0,2 en 0,2 vogels/km² in kavel II. Vanwege het verbod op visserij in windparken op zee kan de dichtheid aan meeuwen binnen windparken lager uitvallen dan in gebieden eromheen (Leopold *et al.* 2011).

Drieteenmeeuwen komen voornamelijk boven open zee voor, en zijn de meest voorkomende meeuwen in het studiegebied met een geïnterpoleerde dichtheid van gemiddeld 0,8 en 0,7 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II op basis van de MWTL-tellingen. Vooral tijdens de trek komen soms aanzienlijke aantallen verder op zee voor. Vanaf K14 zijn de hoogste aantallen drieteenmeeuwen in het najaar gezien, met een dichtheid van 0,2 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012).

Kokmeeuwen steken jaarlijks in grote aantallen over naar Engeland. De gemiddelde dichtheid op basis van MWTL-/ESAS-tellingen komen neer op respectievelijk 0,02 en 0,0 vogels/km² voor kavels I en II van IJmuiden Ver.

Stormmeeuwen komen in een brede band voor de Nederlandse kust voor (vooral in de winter). Het plangebied ligt buiten het kerngebied. In IJmuiden Ver zijn ze tijdens de tellingen in relatief lage dichtheden van 0,03 vogels/km² in beide kavels gezien. Dit komt overeen met tellingen vanaf K14, waar een gemiddelde dichtheid van 0,02 vogels/km² werd gevonden (Fijn *et al.* 2012).

Dwergmeeuwen komen in Nederland vooral voor als trekvogel. In het plangebied leveren geïnterpoleerde dichtheden een waarde van 0,2 vogels/km² op voor beide kavels. Vanaf



K14 zijn dwergmeeuwen ook alleen in de trekperiode, maar in zeer lage aantallen, waargenomen (Fijn *et al.* 2012).

Sterns

Sterns komen met name in de trektijd voor langs de Nederlandse kust. Grote sterns komen met name gedurende de voorjaars trek met een gemiddelde dichtheid van 0,2 vogels/km² in beide kavels voor volgens de MWTL-tellingen in deze periode. Als jaargemiddelde geldt een dichtheid van 0,03 vogels/km². Deze grote sterns zijn niet alleen afkomstig uit Nederland maar ook uit een groot deel van de Noordwest-Europese metapopulatie. Grote sterns werden vanaf K14 in zeer lage aantallen waargenomen (Fijn *et al.* 2012).

Vogels die ten noorden van Nederland broeden, zoals visdieven en noordse sterns uit Schotland, IJsland en Scandinavië, en tevens zwarte sterns uit Oost-Europa, trekken ver over zee en kunnen het windenergiegebied kruisen. Deze vogels kunnen ook ver op zee bezig zijn met de balts (Camphuysen 1991) of na het broedseizoen hier enige tijd in groepen verblijven (Camphuysen & Winter 1996). Dwergsterns zijn in voorkomen en trek op de Noordzee beperkt tot estuaria en de kustzone. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen zwarte sterns en dwergsterns in kavels I en II van IJmuiden Ver niet voor. Ook tijdens tellingen vanaf K14 zijn beide soorten niet waargenomen (Fijn *et al.* 2012). Volgens de MWTL-/ESAS-tellingen bedraagt de gemiddelde dichtheid van de soortgroep visdief/noordse stern 0,03 vogels/km² in kavels I en II van IJmuiden Ver. Vanaf K14 werden visdief en noordse stern met name in het voorjaar gezien, maar in zeer lage aantallen (Fijn *et al.* 2012).

Alkachtigen

Vier soorten alkachtigen komen regulier op zee op het NCP voor. Alk en zeekoet kunnen in de Zuidelijke Bocht in internationaal belangrijke aantallen overwinteren (1 tot 2% van de populaties). Vooral aan het eind van de winter kunnen de aantallen in de Zuidelijke Bocht sterk oplopen. Papegaaiduiker en kleine alk verkiezen meestal helderder water verder noordwestelijk op het NCP en komen in de Zuidelijke Bocht alleen tijdens invasies in vrij grote aantallen voor (Camphuysen & Leopold 1996, Camphuysen 2008). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van zeekoeten en alken respectievelijk 2 en 0,7 vogels/km² in kavel I van IJmuiden Ver en respectievelijk 1,9 en 0,6 vogels/km² in kavel II. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van papegaaiduikers 0,02 vogels/km² in beide kavels. Vergelijkbaar met tellingen vanaf K14, zijn papegaaiduikers voornamelijk aan het begin van het jaar (februari) gezien (Fijn *et al.* 2012). De dichtheid van kleine alken was op basis van MWTL-/ESAS-tellingen 0,0 in iedere maand in kavel I en alleen in oktober/november was deze 0,1 in kavel II. Ook dit is vergelijkbaar met tellingen vanaf K14, waar zeer lage aantallen kleine alken in het najaar werden gezien (Fijn *et al.* 2012).



Tabel 6.1a Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in kavel I van IJmuiden Ver. Tweemaandelijks dichtheden zijn bepaald op basis van MWTL-/ESAS-tellingen conform Rijkswaterstaat (2015) voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergster en kleine alk, en conform Potiek et al. (2022b) voor de andere soorten.

soort	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alk	2,3	0,0	0,0	0,0	0,5	1,1
drieteenmeeuw	1,1	1,0	0,4	0,1	1,3	0,9
duikers	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergmeeuw	0,1	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergster	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eider	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fuut	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grauwe pijlstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
grote mantelmeeuw	0,3	0,0	0,0	0,1	0,2	0,3
grote ster	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
grote zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
jan-van-gent	0,3	0,4	0,1	0,2	0,6	0,4
kleine alk	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine mantelmeeuw	0,2	0,4	0,7	0,2	0,2	0,0
kokmeeuw	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
kuifaalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse pijlstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse stormvogel	0,8	0,4	0,3	0,4	0,3	0,6
papegaaiduiker	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
stormmeeuw	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
vaal stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
visdief/noordse ster	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
zeekoet	3,3	2,3	0,1	0,4	2,6	3,4
zilvermeeuw	1,2	0,1	0,0	0,0	0,2	0,5
zwarte zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



Tabel 6.1b Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in kavel II van IJmuiden Ver. Tweemaandelijke dichtheden zijn bepaald op basis van MWTL-JESAS-tellingen conform Rijkswaterstaat (2015) voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk, en conform Potiek et al. (2022b) voor de andere soorten.

soort	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alk	2,1	0,0	0,0	0,0	0,4	1,2
drieteenmeeuw	0,9	0,9	0,6	0,2	0,6	1,0
<i>duikers</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergmeeuw	0,1	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergstern	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eider	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fuut	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grauwe pijlstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
grote mantelmeeuw	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,3
grote stern	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
grote zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
jan-van-gent	0,2	0,4	0,1	0,2	0,7	0,4
kleine alk	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine mantelmeeuw	0,1	0,3	0,6	0,1	0,2	0,0
kokmeeuw	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kuifaalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse pijlstormvogel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse stormvogel	0,6	0,5	0,5	0,6	0,3	0,6
papegaaiduiker	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
stormmeeuw	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
vaal stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
visdief/noordse stern	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
zeekoet	3,3	2,4	0,1	0,6	2,0	3,0
zilvermeeuw	0,5	0,1	0,0	0,0	0,1	0,4
zwarte zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

6.1.2 Broedende (kolonie)vogels

Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zouden in potentie kunnen optreden voor broedende kolonievogels uit Natura 2000-gebieden. In deze paragraaf wordt per soort gekeken of broedende vogels vanuit Natura 2000-gebieden, met een instandhoudingsdoelstelling voor die soort als broedvogel, het windenergiegebied als foerageergebied zullen bereiken. Dit wordt meestal gedaan op basis van foerageerranges die zijn verkregen vanuit het literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019), waardoor de foerageerranges dus altijd op meerdere bronnen zijn gebaseerd.



Tabel 6.2 Samenvattende tabel van beschikbare informatie over foerageerrange van kolonievogels broedend rond de Zuidelijke Noordzee op basis van de reviews van Woodward *et al.* (2019). Voor stormmeeuw wordt ook gerefereerd aan Thaxter *et al.* (2012a).

soort	gemiddelde afstand tot kolonie	gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	120	315	709
aalscholver	7	26	35
noordse stormvogel	135	542	2736
drieteenmeeuw	55	156	770
kokmeeuw*	7	19	19
stormmeeuw*^	25 / NA	50	50
kleine mantelmeeuw	43	127	533
zilvermeeuw^	15	59	92
grote mantelmeeuw*	17	73	73
dwergstern	3.5	5	5
noordse stern	6	26	46
visdief	6	18	30
grote stern	9	34	80
zeekoet	33	73	338
alk	61	89	313

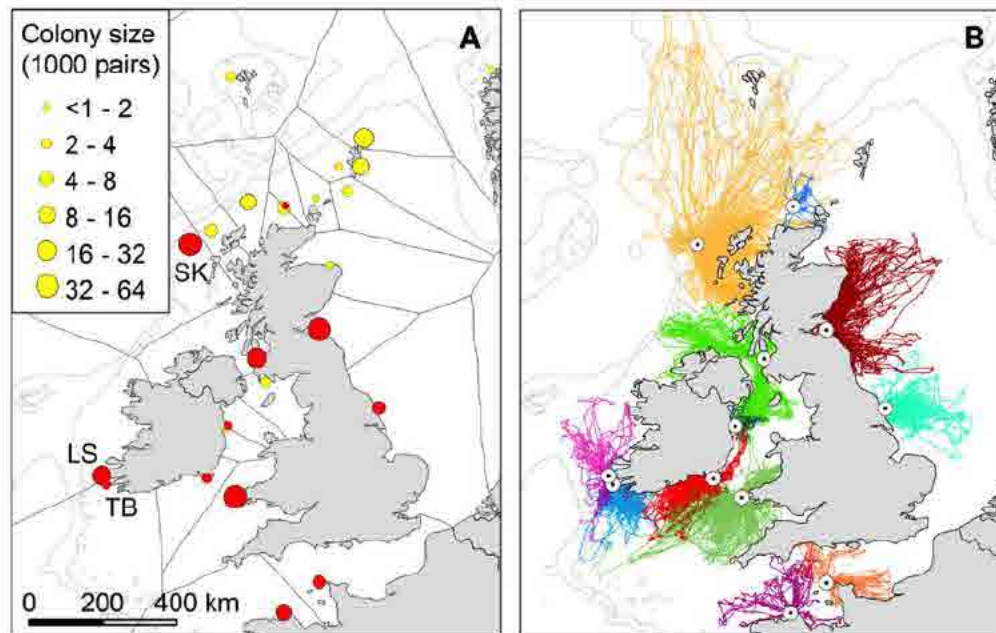
* geen bewijs op basis van tracking data met radiozenders of GPS-dataloggers

^ Vogels uit Nederlandse kolonies hebben veel meer kustgebonden verspreiding

Thaxter *et al.* (2012a) rapporteren een waarde van 25 rapporten, maar Woodward *et al.* (2019) vermelden hier NA vanwege andere interpretatie van de data

Jan-van-gent

De dichtstbijzijnde kolonies jan-van-genten ten opzichte van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) liggen in het Verenigd Koninkrijk (Bempton Cliffs, Bass Rock), Frankrijk (Rouzic - Sept-Îles), Guernsey (Alderney) en Duitsland (Helgoland). De jan-van-gent is een zeevogel die tijdens het broedseizoen lange foerageervluchten maakt op zee om voedsel te zoeken voor hun jongen. Ze kunnen lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energiezuinige vliegwijze en lange tripduur. Foerageertochten van meer dan 1.000 km per tocht en een maximale foerageerrange van 640 km zijn vastgesteld in het verleden (e.g. Garthe *et al.* 2007a en 2007b, Hamer *et al.* 2007, Votier *et al.* 2010, Wanless 1984), echter dit zijn waarschijnlijk uitzonderingen. Recent onderzoek met behulp van telemetrische-methodes (o.a. Wakefield *et al.* 2013) heeft er namelijk voor gezorgd dat er momenteel een veel nauwkeurigere schatting kan worden gemaakt van de gemiddelde en maximale foerageerafstand van broedende jan-van-genten (figuur 6.1).



Figuur 6.1 Ligging van kolonies (A) en foerageervluchten (B) van jan-van-genten in de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Let op dat de kolonie op Helgoland niet is afgebeeld. Afbeelding overgenomen uit Wakefield *et al.* (2013).

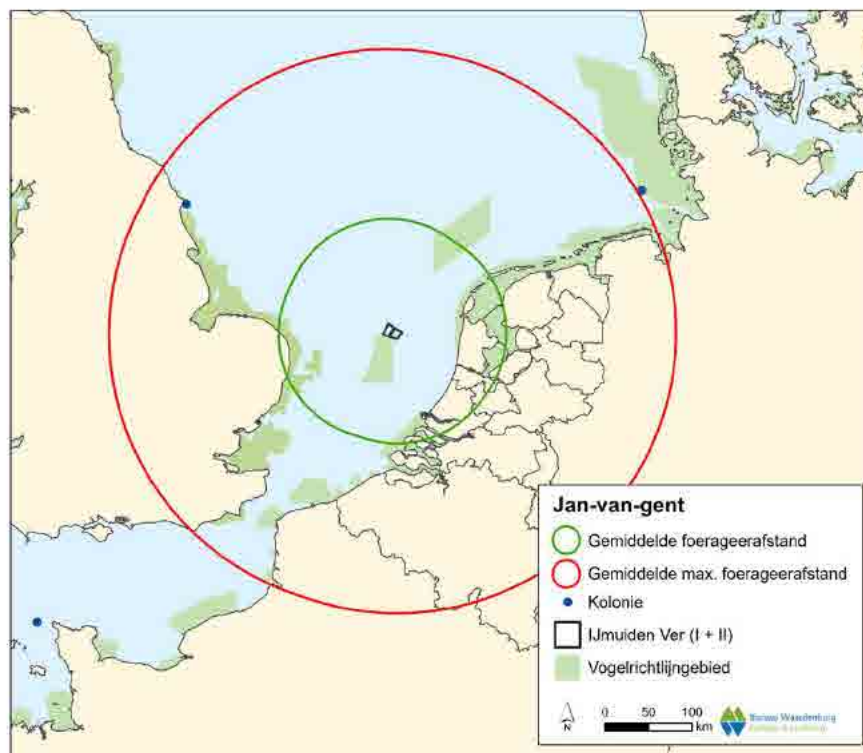
Gebaseerd op de maximale vliegsnelheid en de duur van foerageertrips suggereerde Nelson (1978) een foerageerrange van 320 – 480 km voor broedende jan-van-genten, echter door Hamer *et al.* (2000, 2001, 2006) werd aangetoond dat de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten tijdens een foerageervlucht veel lager is dan wat ze potentieel kunnen behalen. Als gevolg hiervan zijn ook hun foerageerranges een stuk kleiner. Gebaseerd op de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten en de gemiddelde tripduur werden gemiddelde foerageerranges berekend door Lascelles *et al.* (2012) voor Bempton Cliffs (40 km met 90% binnen de 91 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Bass Rock (70 km met 95% binnen de 135 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Ailsa Craig (87,5 km met 85% binnen de 135 km), St. Kilda (148 km met een maximum van 170 km, gebaseerd op Wanless 1981) en Hermaness (92 km met een maximum van 190 km; Garthe *et al.* 1999).

In enkele meer recente studies is in detail gekeken naar foerageerranges van jan-van-genten met behulp van satellietzenders en GPS-loggers. Op Bass Rock bleken jan-van-genten een foerageerrange van 155 ± 65.3 km (range 68-276 km) te hebben (Hamer *et al.* 2009), terwijl in een andere studie op Bass Rock de gemiddelde foerageerrange van jan-van-genten 232 ± 95 km (range 39 – 540 km) bedroeg (Hamer *et al.* 2000, 2001, 2006). Vogels uit de Ierse kolonie van Great Saltee foerageerden zelfs nog veel dichterbij de kolonie met een gemiddelde foerageerrange van 89 ± 49 km (14 – 293 km; Hamer *et al.* 2001, 2006). Jan-van-genten uit de kolonie van Rouzic, Frankrijk hadden een gemiddelde foerageerrange van 100 km (range: 40 – 176) buiten de kolonie (Grémillet *et al.* 2006). Eén jan-van-gent uit de kolonies op Alderney (7.500 paar) maakte een tocht van 340 km, echter de meeste tochten waren (veel) korter. Uit een studie met GPS-loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange 63.6 ± 8.9 km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011). Een gemiddelde van alle



studies waarbij foerageerranges van jan-van-genten zijn berekend leverde een gemiddelde foerageerafstand van 120 km op en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 315 km (Woodward *et al.* 2019).

Op basis van deze foerageerranges zouden jan-van-genten uit de Engelse kolonie van Bempton Cliffs in het SPA (Special Protection Area; voormalig Natura 2000-gebied) Flamborough and Filey Coast het windenergiegebied kunnen bereiken (figuur 6.2). Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit deze kolonie bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston *et al.* 2013). Hierdoor kunnen foerageertochten van individuen vanuit dit gebied als incidenteel beschouwd worden en zal de jan-van-gent als broedvogel **niet** worden behandeld in voorliggend rapport.



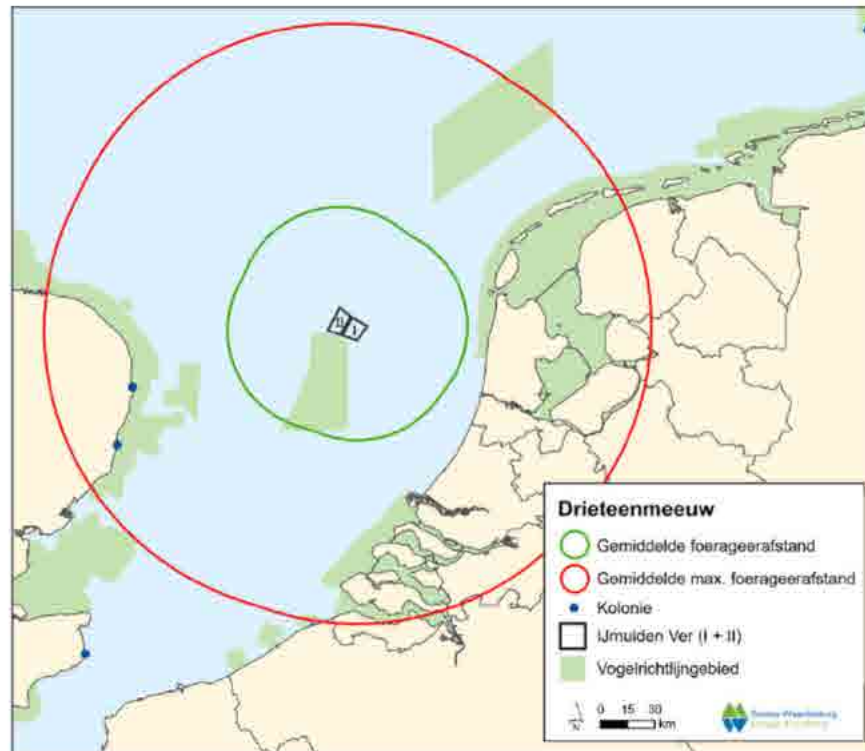
Figuur 6.2 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van jan-van-gent (120 en 315 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Drieteenmeeuw

Drieteenmeeuwen hebben potentieel de grootste foerageerrange van alle meeuwensoorten, echter de grootste afstanden worden voor deze soorten gevonden in gebieden grenzend aan grote oceanen. De meest recente studies aan de foerageerrange van drieteenmeeuwen zijn alle gedaan met behulp van GPS-loggers (b.v. Robertson *et al.* 2014; Ponchon *et al.* 2017). Op basis van een gemiddelde foerageerrange van 55 km en een gemiddelde maximale foerageerrange van 156 km liggen enkel een aantal kolonies aan de Engelse kust dichtbij genoeg om het windpark te bereiken (Woodward *et al.* 2019, figuur 6.3). Echter bevinden deze kolonies zich niet in Natura 2000-gebieden en hebben geen beschermde status onder het regime van gebiedsbescherming.



Aanvaringslachtoffers uit kolonies drieteenmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.3 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van drieteenmeeuw (55 en 156 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

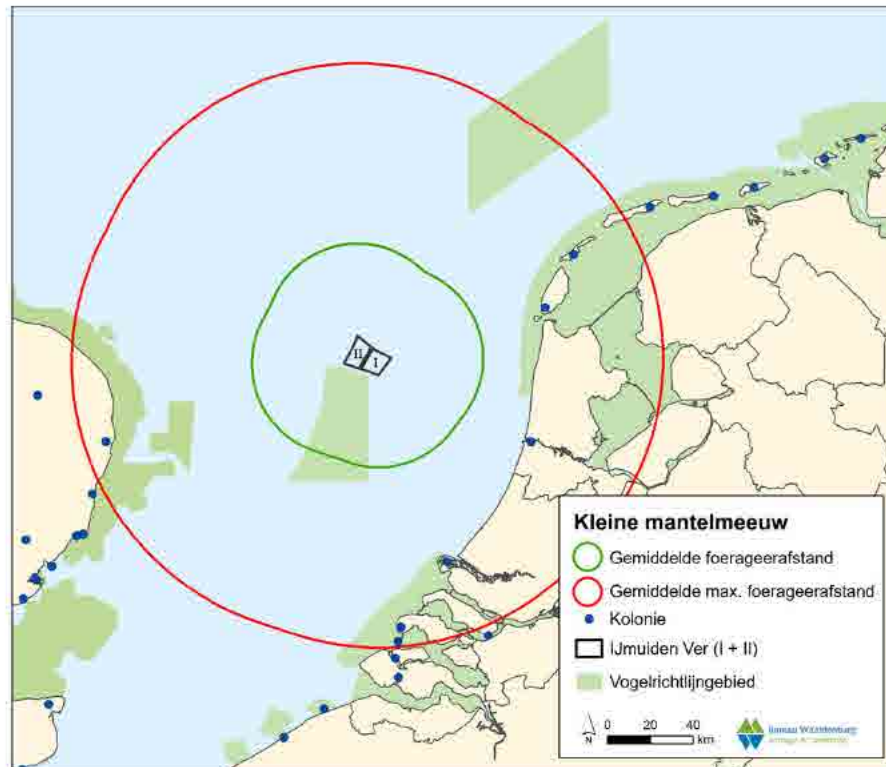
Kleine mantelmeeuw

Kleine mantelmeeuwen zijn zeer goede vliegers (Camphuysen 1995, Ens 2007, Ens *et al.* 2009) en foerageren als enige van de Nederlandse meeuwen ver buiten de kustzone. Op basis van GPS-logger onderzoek is een gemiddelde range van 72 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a, 2012b, 2015). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) is gebleken dat individuen vanuit die kolonie een *gemiddelde foerageerafstand* van 80 km buiten de kolonie heeft. Bij een ander onderzoek in een kolonie in het Natura 2000-gebied Krammer-Volkerak was 95% van de foerageertochten echter korter dan 25 km. Door een review van meerdere onderzoeken is uiteindelijk een gemiddelde en gemiddelde maximale foerageerafstand van 43 en 127 km respectievelijk bepaald (Woodward *et al.* 2019).

Op basis hiervan ligt het windenergiegebied binnen het bereik van meerdere kolonies (figuur 6.4). Tochten met een lengte van de maximale foerageerafstand zijn waarschijnlijk incidenteel en kunnen niet beschouwd worden als gebruikelijk foerageergedrag. Daarnaast zal een deel van de vogels die het windenergiegebied bereiken uit andere gebieden komen (bijvoorbeeld IJmuiden en Tweede Maasvlakte) die niet als Natura 2000-gebied aangewezen zijn voor kleine mantelmeeuwen. Echter kunnen kleine mantelmeeuwen uit kolonies van de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Duinen en Lage Land Texel en Duinen



Vlieland het windenergiegebied wel bereiken. Daardoor zullen aanvaringslachtoffers uit deze drie gebieden wel worden meegenomen in voorliggend rapport.



Figuur 6.4 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (43 en 127 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zilvermeeuw

Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Uit het literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019) is een gemiddelde range van 15 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 59 km. In 2013 is voor het eerst gestart om zilvermeeuwen uit te rusten met GPS-loggers. Mede hieruit bleek dat de soort een kustgebonden verspreiding heeft tijdens het broedseizoen en daarnaast voornamelijk in het binnenland foerageert (Camphuysen *et al.* 2008, Gyimesi *et al.* 2016a). De maximale foerageerafstand is echter groot. Vogels vanuit Texel bleken tot in Amsterdam te foerageren. In België werden voor de zilvermeeuw vergelijkbare afstanden gevonden, echter wel iets verder op zee.

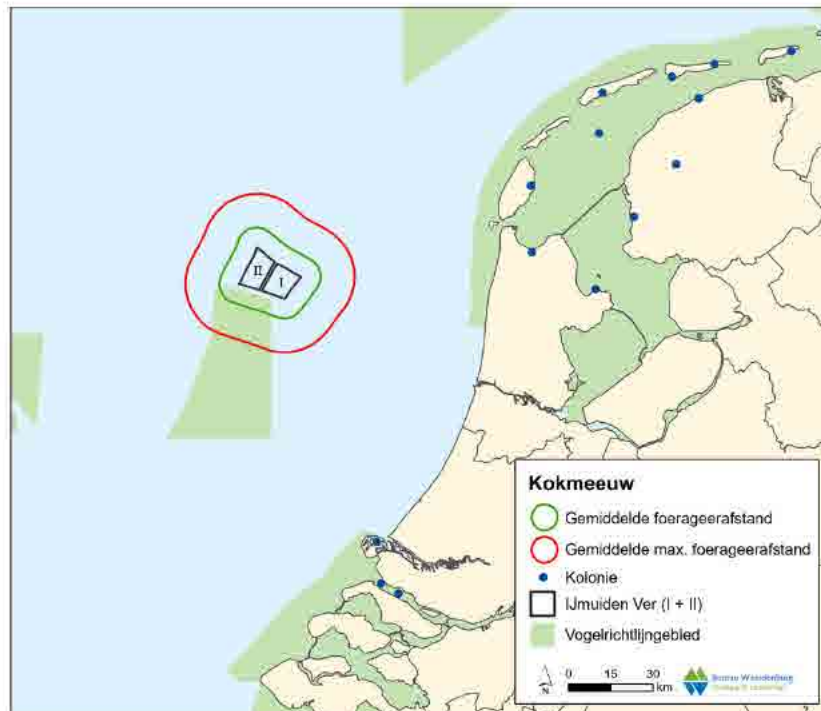
Het windenergiegebied ligt op basis van foerageerranges te ver van zilvermeeuw kolonies om foeragerende zilvermeeuwen gedurende het broedseizoen te verwachten (figuur 6.5). Tijdens MWTL/ESAS tellingen zijn ook nauwelijks zilvermeeuwen tijdens het broedseizoen gezien binnen het plangebied. Aanvaringslachtoffers uit kolonies zilvermeeuwen worden daarom verder niet behandeld in dit MER.



Figuur 6.5 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (15 en 59 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Kokmeeuw

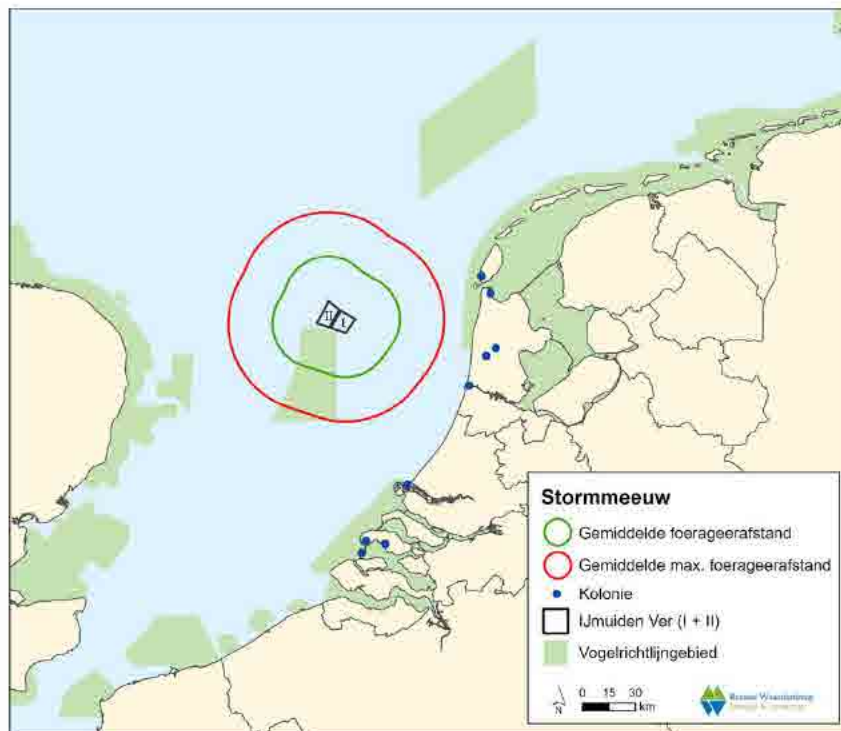
Kokmeeuwen foerageren uitsluitend in de kustzone. Foerageerranges kunnen meer dan tien kilometer buiten de kolonie zijn (Van der Hut *et al.* 2007), echter de range op zee is beperkt. Op basis van literatuuronderzoek werd een gemiddelde foerageerafstand van 7 km en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 18.5 km vastgesteld. Tijdens ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen zijn zeer kleine aantallen kokmeeuwen waargenomen in Kavel I van IJmuiden Ver en niet in Kavel II. Dit was echter met name buiten het broedseizoen (augustus/september). Bovendien liggen er geen kolonies binnen het bereik van het gebied van IJmuiden Ver (figuur 6.6). Aanvaringssslachtoffers uit kolonies kokmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.6 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kokmeeuw (7 en 19 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Stormmeeuw

Net zoals bij kokmeeuwen, komen de hoogste dichtheden stormmeeuwen buiten het broedseizoen voor. In dit geval gaat het met name om overwinterende of overtrekkende vogels. Stormmeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Op basis van literatuuronderzoek van Thaxter *et al.* (2012a) is een gemiddelde afstand van 25 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 50 km. Daarom is het niet aannemelijk dat broedende stormmeeuwen uit Natura 2000-gebieden foerageren in windenergiegebied IJmuiden Ver (figuur 6.7). Aanvaringslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom **niet** verder behandeld in dit MER.



Figuur 6.7 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van stormmeeuw (25 en 50 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Grote mantelmeeuw

Aan de Nederlandse en Zuid-Engelse kust broeden zeer kleine aantallen grote mantelmeeuwen. Van deze soort is weinig bekend over welke foerageerrange ze hebben. GPS-logger onderzoek bij 11 broedvogels aan de Engelse kust vond dat grote mantelmeeuwen bijna uitsluitend dichtbij de kust foerageerde, met een maximale foerageerrange van 20 km (Bogdanova *et al.* 2015; Leopold 2017). Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt daarmee waarschijnlijk buiten de foerageerafstand van grote mantelmeeuwen uit diverse gemengde meeuwenkolonies in Nederland. Bovendien zijn de aantallen grote mantelmeeuwen in die kolonies zeer klein en daarmee is ook het voorkomen op zee van foeragerende broedvogels minimaal. Ook liggen deze kolonies niet in beschermde Natura 2000-gebieden. Aanvaringslachtoffers uit kolonies grote mantelmeeuwen worden daarom verder niet behandeld in dit MER.

Aalscholver

In Nederland zijn foerageerafstanden van aalscholwers van 20 tot 30 km bekend uit het IJsselmeer (20-30 km; Voslamber 1988, Van Eerden & Voslamber 1995). Deze afstanden zijn gebaseerd op visuele waarnemingen, vliegsnelheid/tripduur, en studies met radiozenders. Met name op basis van deze laatste methode is een foerageerrange van enkele tientallen kilometers vanaf de kolonie vastgesteld. Ook in het Nederlandse Deltagebied zijn enkele kolonies aalscholwers waar onderzoek is gedaan naar de foerageerafstand van deze vogels. De meesten hiervan foerageren op de Noordzee (Fijn *et al.* 2014b). Dit onderzoek in de Voordelta heeft een maximale foerageerafstand van 28 km van deze broedkolonie aangetoond voor aalscholwers (Fijn *et al.* 2014b). Dit komt overeen met recent literatuuronderzoek waarbij een gemiddelde maximale



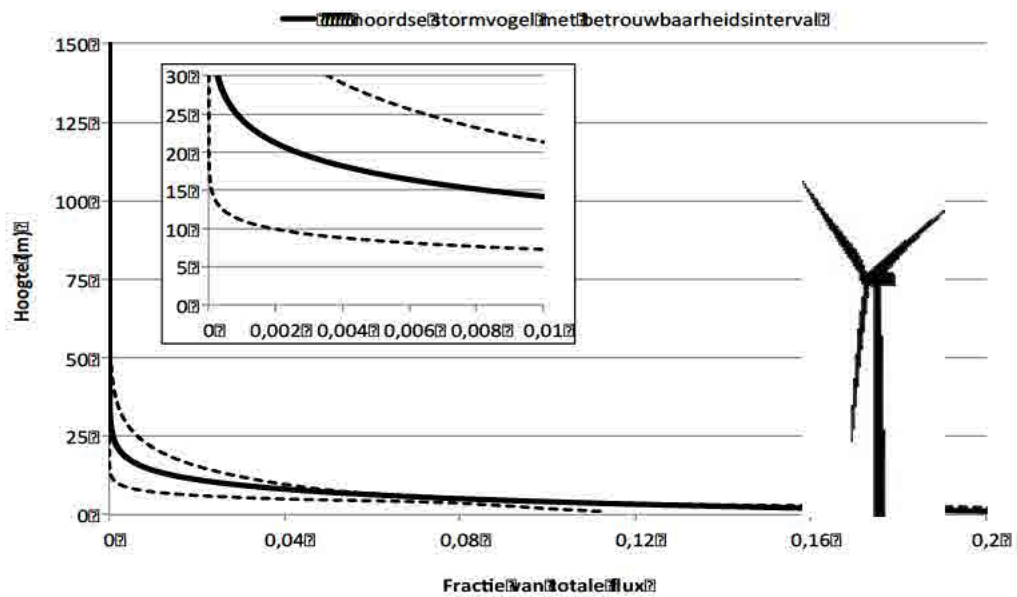
foerageerafstand van 26 km werd gevonden (Woodward *et al.* 2019). De gemiddelde foerageerafstand was 7 km.

De aalscholver broedt in toenemende mate in de Nederlandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Temeer omdat op zee structuren zoals windturbines, goede mogelijkheden bieden voor de soort om tijdens het foerageren op te rusten. Aalscholvers kunnen niet lang op het water verblijven omdat hun verenkleed water opneemt. De aanwezigheid op zee kan worden verlengd door gebruik te maken van geschikte plaatsen om de veren te drogen, zoals platforms en ook windturbines op zee. Uit onderzoek blijkt dat in OWEZ, PAWP en Luchterduinen regelmatig aalscholvers foerageren (Leopold *et al.* 2011; Leopold *et al.* 2013b; Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016). Deze onderzoeken zijn echter deels in het winterhalfjaar uitgevoerd en ook in het broedseizoen zijn zeker niet alle aanwezige vogels afkomstig uit nabijgelegen (Noord-Hollandse) kolonies.

In het windenergiegebied van IJmuiden Ver zijn tijdens MWTL/ESAS tellingen geen aalscholvers waargenomen. De vraag is echter of dit na de constructie van het windpark zal veranderen om bovenstaande redenen. Zowel OWEZ, PAWP als Luchterduinen liggen namelijk allemaal aanzienlijk dichterbij de kust dan IJmuiden Ver. IJmuiden Ver ligt dusdanig ver uit de kust dat het buiten de maximale foerageerrange van aalscholvers ligt. Tot slot is niet bekend in welke mate de aalscholvers die de windparken bezoeken broedende vogels zijn. Daarom worden aanvaringslachtoffers van aalscholvers uit kolonies niet verder behandeld in dit rapport.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel heeft potentieel een grote foerageerrange vanuit de kolonie doordat ze meerdaagse trips kunnen maken. Maximale tripranges van enkele honderden tot meer dan duizend kilometer van de kolonie zijn in het verleden vastgesteld (b.v. Dunnet & Ollason 1982, Falk & Møller 1995). De meeste van deze informatie is gebaseerd op tripduur en vliegsnelheden, echter ook ringterugmeldingen tijdens een broedseizoen en moderne trackingtechnieken worden als bron gebruikt voor deze afstanden. De meeste recente gegevens bestaan uit metingen met behulp van GPS-loggers waarbij gemiddeld de foerageerrange kleiner is dan 100 km, met enkele uitschieters tot ongeveer 800 km van de kolonie (Edwards *et al.* 2013). Op basis van meerdere onderzoeken is een gemiddelde foerageerafstand van 135 km vastgesteld en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 542 km. Echter is de fractie die op rotorhoogte vliegt maximaal 0,0033 van de totale flux (figuur 6.8). De aantallen aanvaringslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn. Aanvaringslachtoffers uit kolonies van noordse stormvogels worden daarom verder niet behandeld in dit rapport.



Figuur 6.8 Hoogteverdeling van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).

Grote stern

De grote stern broedt in enkele grote kolonies langs de Nederlandse kust en in recente jaren waren grote aantallen aanwezig in de Nederlandse Delta (Haringvliet, Grevelingen, Westerschelde). Grote sterns foerageren op zee, zowel in de kustzone als verder op zee. Op basis van meerdere onderzoeken werd een gemiddelde foerageerafstand van 9 km gevonden en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 34 km. Onderzoek met GPS-loggers naar grote sterns in de Voordelta wijst uit dat de grens van reguliere foerageervluchten op 35 kilometer van die kolonie ligt (Poot *et al.* 2013b, Fijn *et al.* 2014a). Bij recent grote stern onderzoek met GPS-loggers in Norfolk, Verenigd Koninkrijk werd een gemiddelde foerageerafstand vastgesteld van 31 km (max 89 km) (Green *et al.* 2018). Wij gaan echter op basis van de verschillende gegevens uit Nederlandse kolonies ervan uit dat Kavel I en Kavel II van windenergiegebied van IJmuiden Ver buiten bereik van grote stern kolonies ligt (figuur 6.9). Aanvaringslachtoffers van grote sterns uit kolonies in Natura 2000-gebieden worden daarom **niet** in dit MER behandeld.



Figuur 6.9 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van grote stern (9 en 34 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Dwergstern

Foerageerranges van dwergsterns werden op basis van twee onderzoeken bij de kolonie van Scrobby Sands vastgesteld door middel van radiozenders, welke vervolgens werden bevestigd door visuele waarnemingen. Deze range was gemiddeld ongeveer 3 km van de kolonie (max 5 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 5 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns is uitgesloten dat broedende dwergsterns vluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies dwergsterns worden **niet** behandeld in dit MER.

Noordse stern

Aan de Nederlandse kusten broeden kleine aantallen noordse sterns en het hoofdverspreidingsgebied binnen Nederland ligt in en rond de Waddenzee, echter ook in de Delta broedt een kleine populatie. Noordse sterns foerageren relatief dicht bij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Op basis van verschillende onderzoeken was de foerageerrange gemiddeld 6 km van de kolonie (max 46 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 26 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies noordse sterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Visdief

Ook visdieven foerageren relatief dicht bij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019) leidde tot een gemiddelde foerageerrange van 6 km (max 30 km) en een gemiddelde maximale afstand van 18 km. Uit onderzoek met radiozenders in de Voordelta is gebleken dat visdieven hier voornamelijk in de zeer nabije kustzone foerageren, en dan met name in de uitstroomopeningen van de verschillende dammen in de Nederlandse delta (Poot *et al.* 2013b). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde visdievenkolonies is uitgesloten dat broedvogels vluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Zeekoet

Zeekoeten hebben relatief grote foerageerranges en op basis van onderzoek met radiozenders en GPS-loggers in het Verenigd Koninkrijk is berekend dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 33 km (max 338 km) van de kolonie is met een gemiddeld maximum van zo'n 73 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van beide kavels in het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort door dit gebied vliegen. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies zeekoeten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Alk

Op basis van waarnemingen en onderzoek met radiozenders en GPS is in het Verenigd Koninkrijk vastgesteld dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 61 km van de kolonie is (max 313 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 89 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van beide kavels in het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van alken, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies alken worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

6.1.3 **Seizoenstrek**

Over de Noordzee trekken jaarlijks vele miljoenen vogels, waaronder typische zeevogels maar ook landvogels onderweg van broedgebieden naar overwinteringsgebieden en *vice versa* (o.a. Lensink & Van der Winden 1997, Exo *et al.* 2002, LWVT/SOVON 2002, Krijgsveld *et al.* 2011, Hill *et al.* 2014). Een aantal soorten passeert het plangebied in zeer grote aantallen, dan wel een substantieel deel van de biogeografische populatie kan het plangebied aandoen. Voor trekvogels is dit, met het oog op uitwijkgedrag, het gebied binnen een straal van enkele kilometers rondom het windenergiegebied IJmuiden Ver. Onder een 'zeer groot aantal' en 'substantieel deel van de biogeografische populatie' wordt in eerste instantie uitgegaan van een aantal van minimaal 10.000 vogels. De 1%-norm uit de Ramsar-conventie biedt het beste houvast om aan te geven of het een substantieel deel van de populatie betreft.

Er zijn grote verschillen in gedrag, vlieghoogtes en intensiteit tussen de verschillende soortgroepen. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van welke soorten



trekvogels, met welke intensiteit, op welke hoogte en in welke richtingen door windenergiegebied IJmuiden Ver vliegen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de meest recente bronnen over vogeltrek over de Noordzee. Het gaat hierbij om rapporten die voortkomen uit het monitoringsprogramma rond OWEZ (Leopold *et al.* 2004, 2010, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011), vliegtuigtellingen uit het Shortlist Masterplan (Poot *et al.* 2011a), monitoringsrapporten van boottellingen in de Belgische EEZ (Vanermen *et al.* 2013) en enkele notities over vogeltrek over de Noordzee (Jaspers Fajier & van Dam 2013, Leopold *et al.* 2013c, Poot 2013, Fijn & Poot 2014). Daarnaast is ook teruggegrepen op oudere bronnen zoals Camphuysen & van Dijk (1983), Platteeuw (1991), Platteeuw *et al.* (1994), Lensink & van der Winden (1997), Bijlsma *et al.* (2001) en LWVT/SOVON (2002).

Soortenspectrum

Boven windenergiegebied IJmuiden Ver trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In tabel 6.3 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten voor het windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zeevogels

Boven windenergiegebied IJmuiden Ver zijn zeevogels door hun relevantie in relatie tot de natuurwetgeving de belangrijkste groep. Op basis van bovenstaande bronnen en expert judgement is kwalitatief aan te geven welke soorten in deze categorie vallen. Met aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid trekken de volgende soorten in substantiële aantallen door het windenergiegebied IJmuiden Ver: noordse stormvogel, jan-van-gent, grote jager, kleine jager, dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, noordse stern, zeekoet en alk. Met name grote jager en dwergmeeuw zijn interessant binnen deze kaders omdat deze soorten in vooral in het voorjaar (dwergmeeuw) en najaar (grote jager) tot ver uit de kust doortrekken en relatief kleine biogeografische populaties kennen.

Kustvogels

Naast de zeevogels die voornamelijk boven open zee trekken en uitsluitend met harde aanlandige wind dicht langs de kust vliegen, is er ook een aantal soorten die uitsluitend in een zone van een tiental kilometers gerelateerd aan de kust vliegen. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om soorten als roodkeelduiker, parelduiker, zwarte zee-eend, grote zee-eend, aalscholver, kokmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw, visdief en in mindere mate soorten als zwarte stern en diverse soorten steltlopers.



Tabel 6.3 Overzicht van meest voorkomende trekvogelsoorten in drie hoofdgroepen boven windenergiegebied IJmuiden Ver.

soort	voorkomen*	vliegrichting**	vlieghoogte***
<i>zeevogels</i>			
noordse stormvogel	2	1	-^
jan-van-gent	2	1	+
grote jager	3	1	+/-
kleine jager	3	1	+/-
grote mantelmeeuw	3	1	+
kleine mantelmeeuw	3	1	+
dwergmeeuw	3	1/3	+/-
drieteenmeeuw	2	1	+
noordse stern	1	1	+
grote stern	3	2	+
zeekoet	3	1	-^
alk	3	1	-^
<i>kustvogels</i>			
roodkeelduiker	2	2	+/-
parelduiker	1	2	+/-
aalscholver	1	2/3	+
fuut	1	2	-^
zwarte zee-eend	2	2	+/-
grote zee-eend	2	2	+/-
eider	1	2	+/-
kokmeeuw	1	2	+
zilvermeeuw	1	2	+
stormmeeuw	1	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
steltlopers	1	2	-
zoals rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier			
<i>'land'vogels (zang- en watervogels)</i>			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kuifeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^
zilverplevier	1	2/3	- / -^
kievit	1	2/3	- / -^
watersnip	1	3	- / -^
houtsnip	1	3	- / -^



koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
veldleeuwer k	1	2/3	-
graspieper	1	2/3	-
roodborst	1	2/3	-
vink	1	2/3	-

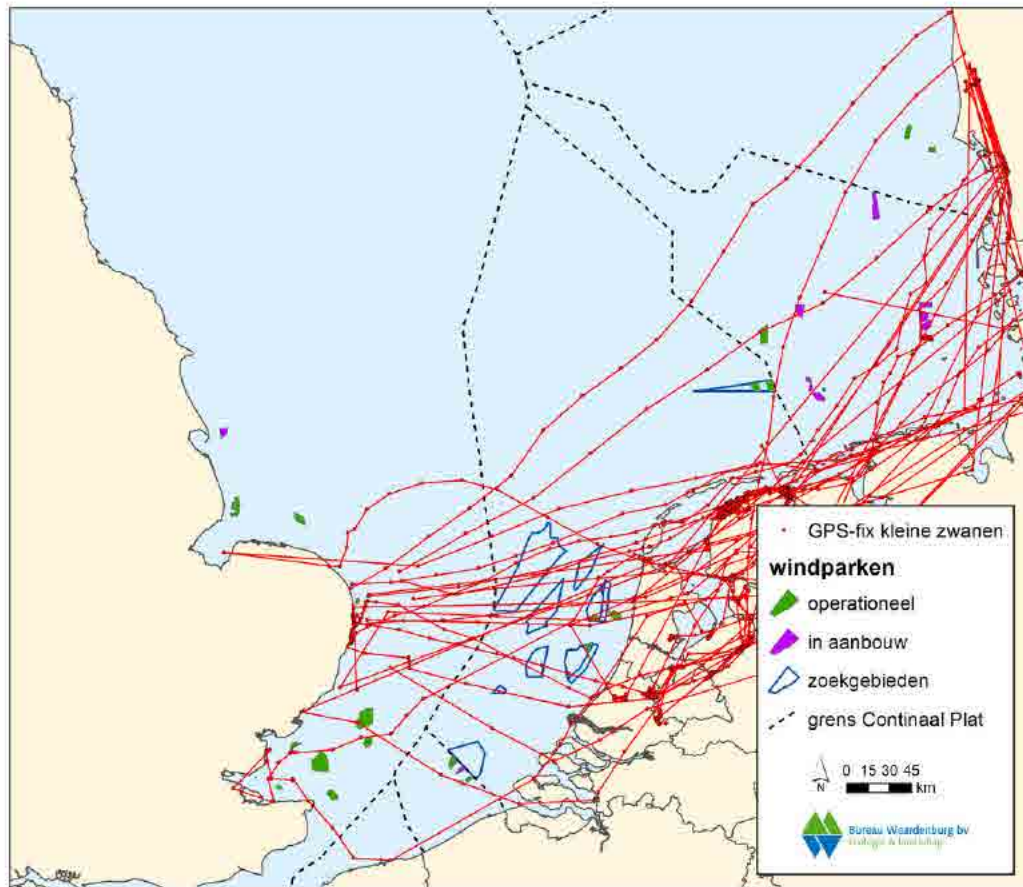
* 1 = in lage aantallen..., 2 = middelhoge aantallen..., 3 hoge aantallen t.o.v. totale trekstroom

** 1 = Noord >> Zuidwest v.v., 2 = Noordoost >> Zuidwest v.v., 3 = West >> Oost v.v.

*** - = kleine fractie van totale trek op rotorhoogte, +/- = gemiddelde fractie, + = grote fractie op rotorhoogte, '^' = meest vlak boven zee onder rotorhoogte

Zang- en watervogels van het land

Naast de soorten die gebonden zijn aan zoutwater zijn er ook grote aantallen landvogels (zang- en watervogels) die over de Noordzee trekken. De grootste aantallen landvogels zijn zangvogels die trekken tussen het vaste land van Europa en het Verenigd Koninkrijk. Het gaat hier met name om zangvogelsoorten als spreeuw, vink, merel, koperwiek, (gras)pieper en in mindere mate om soorten als roodborst en zwartkop. Daarnaast trekken ook diverse soorten watervogels over de Noordzee. Het gaat hierbij met name om ganzen (grauwe, kleine riet-, brand- en rotgans), zwanen (kleine en wilde zwaan), eenden (zoals smient, topper en kuifeend) en diverse soorten steltlopers (zoals rosse grutto, tureluur, bonte strandloper, zilverplevier uit het zoute milieu en kievit, watersnip en houtsnip uit het zoete/land milieu). Door de kleine populatieomvang van kleine zwaan en de belangrijke functie die Nederland en het oosten van Engeland hebben voor deze soort is een goede beoordeling van belang. Onderzoek met GPS-loggers aan kleine zwanen laat zien dat de oversteek tussen Engeland en Nederland langs de hele Noordzeekust plaats kan vinden (Griffin *et al.* 2016). De trekroutes liggen echter meer geconcentreerd langs de noordelijke helft van het land (figuur 6.4) en daarmee ligt IJmuiden Ver in de trekroute van deze soort.



Figuur 6.4 Oversteek van gezenderde kleine zwanen tussen Engeland en Nederland met Nederlandse geplande en al operationele offshore windparkgebieden en buitenlandse windparkgebieden (groen) Bron: Gyimesi et al. 2017b.

Vliegintensiteit

Zee- en kustvogels

De totale ordegrrootte van de vogeltrek boven de Noordzee ligt rond de 65 miljoen vogels, waarvan naar schatting slechts ongeveer 1 miljoen 'echte zeevogels' (Lensink & van der Winden 1997). Per soort zal de ordegrrootte van langstreckende exemplaren door windenergiegebied IJmuiden Ver vele duizenden vogels per soort kunnen zijn. Het is daarnaast niet ondenkbaar dat ook een zeer groot deel van de totale biogeografische populatie van sommige soorten door het gebied heen trekt, zoals bijvoorbeeld van grote jager, kleine jager en dwergmeeuw.

Specifieke trekbanen of zogeheten 'migration corridors' met hogere trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen dus alle zeevogels hier breed-front trek vanuit het Kanaal de Noordzee op (bijvoorbeeld noordse stormvogels, jan-van-genten, meeuwen, sterns, jagers en alkachtigen in het voorjaar, en kleine aantallen pijlstormvogels in de nazomer) en *vice versa* vanuit de Noordzee het Kanaal in (alle noordelijk broedende zeevogels in het najaar). Het is in theorie mogelijk dat het toekomstige windpark Hollandse Kust (west) ten oosten-zuidoosten van windenergiegebied IJmuiden Ver zorgen voor verdichting van trekbanen door macro-



vermijdingsgedrag (Krijgsveld *et al.* 2011, Plonckzier & Simms 2012), maar op dit moment is hier niets over bekend.

Radarstudies in de afgelopen decennia hebben laten zien dat de dichtheid aan vliegende vogels direct onder de kust hoger is en dat deze dichtheid met toenemende afstand tot de kust afneemt (van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). In een studie van de luchtmacht bij IJmuiden is de verhouding tussen de vliegintensiteit boven de kustlijn, op 3 km en op 10 km ongeveer 10 : 4-6 : 0,5-2. Hierin zijn alle vliegbewegingen van vogels meegenomen, echter deze afstanden staan nog niet in verhouding van de afstand van IJmuiden Ver tot de kust. De afnemende gradiënt van vliegintensiteit met toenemende afstand tot de kust komt voor een deel op het conto van lokale vliegbewegingen, laag en dicht onder de kust, maar ook doordat kustvogels (met name steltlopers en watervogels) bijna uitsluitend door de kustzone trekken. Worden de bewegingen in de onderste luchtlaag niet meegenomen (daarmee concentrerend op uitsluitend trekvogels), dan is de verhouding tussen de uitersten minder uitgesproken. Ook de studies binnen het monitoringsprogramma rond OWEZ komen tot de conclusie dat de dichtheid aan vogels 10 km uit de kust lager is dan direct onder de kust (Krijgsveld *et al.* 2011), en nog lager wordt het 80 km op zee (Fijn *et al.* 2012). De radarstudie op de Pier van IJmuiden heeft laten zien dat de stroom watervogels die evenwijdig aan de kust trekt tot ongeveer 7 km reikt (van Gasteren *et al.* 2002). Steltlopers kunnen daarbij ook op grote hoogte vliegen. Voor het windenergiegebied IJmuiden Ver betekent dit specifiek dat het waarschijnlijk dermate ver op zee ligt dat het voorkomen van kustvogels verwaarloosbaar is, en dat voornamelijk zeevogels en breed-front trek van landvogels relevant zijn (zie tabel 6.3).

In het verleden is de vliegactiviteit overdag bepaald op diverse plaatsen langs de kust en vanaf enkele platforms op zee (Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). De vliegactiviteit van vogels, ofwel "flux" (vogels die per uur een denkbeeldige lijn van een kilometer haaks op de vliegrichting passeert), varieert in de loop van het jaar voor de meeste soorten. Gemiddelde fluxen per maand variëren over het algemeen van 0 tot meer dan honderd vogels per uur per strekkende km.

De meest recente inschattingen van vliegactiviteit van trekvogels op rotorhoogte in de Nederlandse Noordzee zijn studies, waarin vanuit de radar en visuele gegevens verzameld in windpark OWEZ en op boorplatform K14 inschattingen zijn gemaakt van de aantallen vogels op rotorhoogte (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Hieruit blijkt dat in OWEZ gemiddeld 35 vogels per kilometer per uur op rotorhoogte door het park heen vliegen (maximaal meting van 733 per km per uur op een nacht in oktober), maar op K14, ca. 80 km uit de kust de vliegintensiteit 55% lager ligt (Fijn *et al.* 2012). Hieruit kon worden geconcludeerd dat in totaal ongeveer ca. 400.000 vogels, waarvan ca. 125.000 zangvogels per km per jaar langs K14 heenvlogen (Fijn *et al.* 2012). Omdat het K14 boorplatform op vergelijkbare afstand van de kust en relatief dichtbij windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, gebruiken we in de huidige beoordeling metingen in K14 als best beschikbare gegevens.



'Landvogels': ganzen en zwanen

Rond K14 werden kolgans en rotgans met zekerheid gezien, en in de verte verschillende ongedetermineerde ganzen- en zwanensoorten (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (40% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen ganzen en zwanen ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van ruim 1.000 ganzen en zwanen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien voor windenergiegebied IJmuiden Ver geen specifieke fluxen van verschillende soorten ganzen en zwanen beschikbaar zijn, beschouwen we de schatting van Wright *et al.* (2012) voor de soortgroep 'ganzen en zwanen' als *worst case*-scenario en hanteren we deze schatting voor fluxen van deze soortgroep in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': eenden

Rond K14 werden bergeend, smient, wintertaling en middelste zaagbek gezien (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (15% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen eenden ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 60 eenden per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor eenden voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': reigers

Rond K14 zijn geen reigersoorten vastgesteld (Fijn *et al.* 2012), zodat geen aanvaringslachtoffers worden verwacht in windenergiegebied IJmuiden Ver.

'Landvogels': roofvogels en uilen

Rond K14 werden sperwer, torenvalk, blauwe kiekendief, smelleken en velduil vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (50% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen roofvogels en uilen ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 100 roofvogels en uilen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': steltlopers

Rond K14 werden wulp, bonte strandloper, Kievit, scholekster, oeverloper, watersnip en houtsnip gezien (Fijn *et al.* 2012). De meerderheid van de steltlopers vliegt op (zeer) grote hoogte, of juist vlak boven het wateroppervlak. Op basis van vlieghoogte data (25% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen steltlopers ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012)



is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 300 steltlopers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': zangvogels

Rond K14 werden spreeuw, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, huiszwaluw, boerenzwaluw, witte kwikstaart, gele kwikstaart, rouwkwikstaart, waterpieper, oeverpieper, graspieper, veldleeuwerik, boomleeuwerik, roodborst, gekraagde roodstaart, bonte vliegenvanger, grauwe vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, Pallas' boszanger, zwartkop, tuinfluiter, grasmus, goudhaan, bosrietzanger, sprinkhaanzanger, keep, sijs, vink, tapuit, Turkse tortel, houtduif, holenduif, roek, kauw, ortolaan en sneeuwgorst vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Vanwege de hoogteprofiel benadering is voor deze soortgroep een onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in IJmuiden Ver. Hiervoor zijn de turbineafmetingen van 15 MW en 20 MW turbines genomen. Op basis van hoogteprofiel data in OWEZ, de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen zangvogels ten opzichte van de dag flux en de aanname dat alle nachtelijke bewegingen zangvogels zijn (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 100.000 (alternatief 1) en 125.000 (alternatief 2) zangvogels per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen lokale fluxmetingen voor zangvogels zijn gedaan is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

Tabel 6.4 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km op rotorhoogte in windenergiegebied IJmuiden Ver, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Fijn et al. (2012) rond K14. Hiervoor is de meeste soortgroepen uitgegaan van fracties op rotorhoogte uit Wright et al. (2012). Voor zangvogels zijn twee alternatieven van IJmuiden Ver vermeld (alternatief 1 = 143 m ashoogte en 236 m rotordiameter; alternatief 2 = 165 m ashoogte en 280 m rotordiameter).

Soortgroep	Fractie van totale flux op		IJmuiden Ver alternatief 1	IJmuiden Ver alternatief 2
	K14	K14		
ganzen en zwanen	0,006	~1.000	cf. K14	cf. K14
eenden	0,001	~60	cf. K14	cf. K14
reigers	0	0	cf. K14	cf. K14
roofvogels en uilen	0,0005	~100	cf. K14	cf. K14
steltlopers	0,003	~300	cf. K14	cf. K14
zangvogels overdag	0,20		~19.000	~20.000
zangvogels nacht	1		~100.000	~108.000
zangvogels totaal			~118.000	~128.000

6.2 Vleermuizen

Zoals in § 3.2 is aangegeven zijn alleen effecten te verwachten op migrerende vleermuizen. Aanvaringssslachtoffers van lokale vleermuizen worden verder niet behandeld in dit MER.



6.2.1 Algemeen overzicht van vleermuizen tijdens seizoenstrek

Over de ligging van migratieroutes van vleermuizen is weinig bekend. Van een aantal, voornamelijk boomwonende, soorten is het bekend dat tijdens migratie lange afstanden worden afgelegd. Langeafstand migratie is goed gedocumenteerd voor rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische staten en Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell *et al.* 2014). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen, hetgeen duidt op breedfronttrek. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire *et al.* 2012). Tijdens deze trek steken de dieren ook grote meren, de Oostzee en de Noordzee over. Migratie tussen Engeland en de Baltische Staten is zes keer en tussen Engeland en Nederland één keer bewezen voor de ruige dwergvleermuis door teruggevangen geringde dieren (Bat Conservation Trust 2017). Recentelijk zijn in Engeland gezenderde dieren in Nederland geregistreerd door het MOTUS systeem. Trek over de Noordzee blijkt binnen één nacht mogelijk. De benodigde vliegsnelheid hiervoor is hoger dan bekend voor de soort, zodat de dieren waarschijnlijk sterk profiteren van rugwind (Lagerveld 2021).

In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén *et al.* 2009, Petersen *et al.* 2014a). In de periode tussen 1988 en 2007 zijn 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee. In 76% van de gevallen ging het daarbij om ruige dwergvleermuizen. Deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld *et al.* 2021, 2022). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013, Lagerveld *et al.* 2014, 2022). Ook vanuit de meetmast IJmuiden is de ruige dwergvleermuis vaak geregistreerd. De opnames vonden telkens plaats bij relatief windstil weer. Hierdoor is het waarschijnlijk dat het inderdaad om migratie gaat en niet uit op drift geraakte dieren, omdat dat laatste vooral bij harde wind verwacht zou worden. In de nazomer vonden de opnames voornamelijk plaats bij wind uit oostelijke richting. De tijd van het jaar van de opnames (mei, half aug–half okt) komt overeen met de migratieperiode.

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013, Lagerveld *et al.* 2015). Deze parken liggen dicht bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 95% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen en een paar procent uit rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestaat uit tweekleurige vleermuis, bosvleermuis, noordse vleermuis, laatvlieger en gewone dwergvleermuis. Omdat deze laatste groep soorten slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee is waargenomen, zijn aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark). Deze soorten worden daarom niet behandeld in dit rapport.



Op basis van bovenstaande kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis vallen. Op basis van metingen betreft dit vooral ruige dwergvleermuizen, ook al omdat de osse vleermuis een echolocatie van een lagere frequentie gebruikt dan ruige dwergvleermuis. Lagere tonen worden minder gedempt door de atmosfeer en dragen dus verder. Hiermee rekening houdend in detectiekansberekeningen, komt het percentage van rosse vleermuizen lager uit dan de metingen aangeven. Hieronder wordt voor beide soorten een populatieschatting gegeven.

6.2.2 Ruige dwergvleermuis

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nooit systematisch bestudeerd. Reproductie in Nederland en het Verenigd Koninkrijk is zeldzaam. Kraamkolonies zijn maar zeer zelden waargenomen (Kapteyn 1995, Bat Conservation Trust 2010). Aantallen in Verenigd Koninkrijk nemen wel toe, mogelijk door mildere winters (Lundy *et al.* 2010). Tabel 6.5 geeft de geschatte populatiegroottes weer voor relevante Europese landen (European Topic on Biological Diversity). Informatie is slechts beschikbaar voor EU-landen.

Ringterugmeldingen geven aan dat dieren uit de Baltische Staten, Scandinavië, Polen en Duitsland naar West-Europa kunnen trekken waaronder het Verenigd Koninkrijk (Hutterer *et al.* 2005, Bat Conservation Trust 2017). Ruige dwergvleermuizen van kraamkolonies in de Baltische staten blijken met name richting Nederland, Frankrijk en Italië te vliegen (Petersons 2004). Met behulp van stabiele isotopen is bepaald dat een tiental ruige dwergvleermuizen die in Duitse windparken werden gedood uit Estland en Rusland kwamen (Voigt *et al.* 2012). Ook een recente studie heeft aangetoond dat de meeste ruige dwergvleermuizen langs de Duitse kust uit het binnenland van Europa afkomstig zijn (Kruszynski *et al.* 2021). Door Limpens *et al.* (2016) is een schatting gemaakt van het aantal ruige dwergvleermuizen dat jaarlijks over de zuidelijke Noordzee trekt. Ze kwamen uit op 40.000 dieren met een marge van 100 tot 1.000.000 dieren afkomstig van de verschillende bronpopulaties in Europa (tabel 6.5). Het Kennisdocument Ruige dwergveermuis schat de aantallen in Nederland tijdens de trek in het najaar op 50.000-100.000 dieren (BIJ12 2017), maar het is onduidelijk waar deze schatting op gebaseerd is.



Tabel 6.5 Grootte van bronpopulaties in diverse relevante Europese landen van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Bron: European Topic Centre on Biological Diversity (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>), geraadpleegd op 21-10-2020. Trend voor rosse veermuis ook aangegeven: N/A niet bekend; + toenemend; = stabiel.

herkomst	populatieschatting ruige	populatieschatting rosse	trend rosse
Nederland	3.500	--	nvt
Duitsland	121.000	N/A	+
Verenigd Koninkrijk	1.000	--	nvt
Denemarken	N/A	N/A	N/A
Polen	29.000	50.000	=
Letland	60.000	5.000 – 10.000	N/A
Estland	47.000	N/A	+
Litouwen	--	N/A	=
Finland	--	N/A	N/A
Zweden	--	55.000 – 95.000	=

6.2.3 Rosse vleermuis

Rosse vleermuizen hebben reproducerende populaties in de meeste landen rondom de Noordzee (e.g. Verenigd Koninkrijk, België, Nederland), maar in het Verenigd Koninkrijk lijkt de soort niet of nauwelijks te migreren (Jones *et al.* 2009). Hetzelfde geldt voor de Nederlandse populatie waar de dieren relatief dichtbij hun kraamkolonies overwinteren (Bells 1952, Sluiter & van Heerdt 1966).

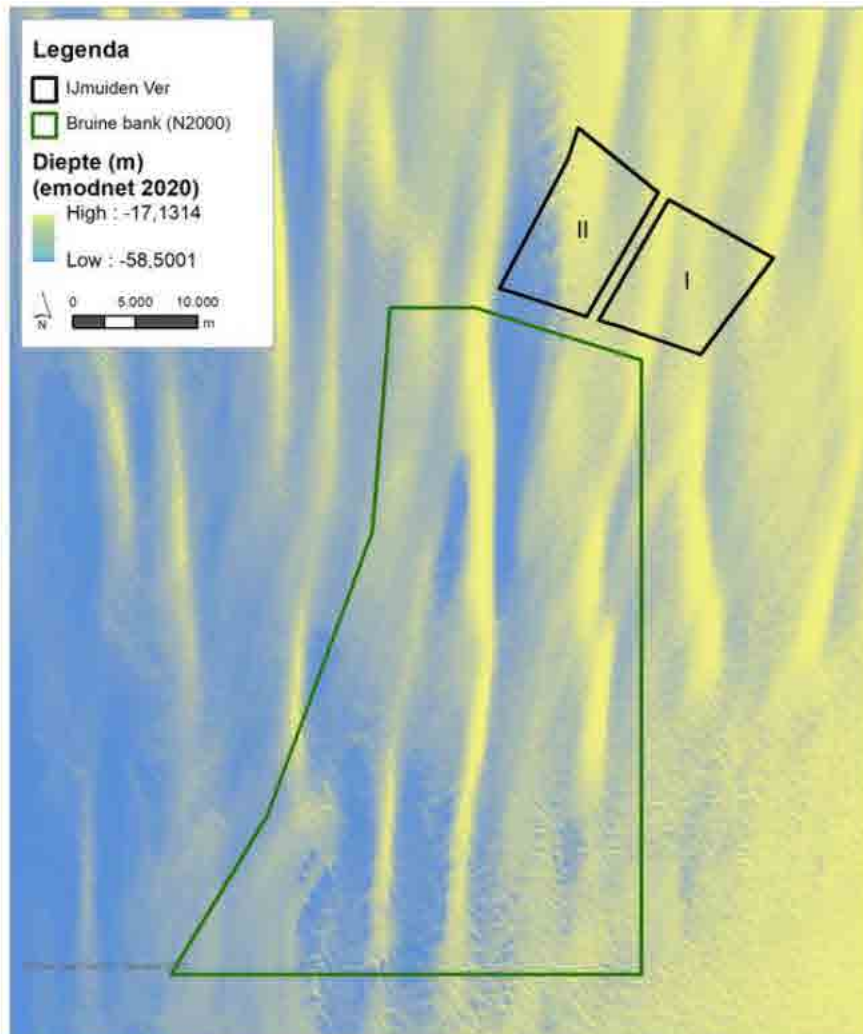
Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in eind augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen die ver uit de kust waargenomen zijn, niet afkomstig zijn uit Engelse of Nederlandse populaties. Vermoedelijk ligt hun herkomst in landen waar de winters strenger zijn, zoals Noordoost-Europese landen (Rydell *et al.* 2014). Dit wordt ook bevestigd door de voornamelijk zuidwest georiënteerde route van geringde rosse vleermuizen tijdens de herfsttrek in Europa (Hutterer *et al.* 2005) en door studies met stabiele isotopen (Voigt *et al.* 2012, Lehnert *et al.* 2014). Laatstgenoemde onderzoeken stelden vast dat gedode dieren in windparken in oost-Duitsland zowel uit lokale populaties (Duitsland en Polen) afkomstig waren als trekkende dieren betroffen (uit de Baltische Staten, Wit-Rusland en Rusland). De meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee is dus te vinden in de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in tabel 6.5 populatieschattingen en trends weergegeven, voor zover bekend voor deze landen. Van de vijf landen waarvan populatietrends beschikbaar zijn, is de trend positief in Duitsland en Estland, terwijl in Polen, Litouwen en Zweden de populatie stabiel is.



7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied

7.1 Algemeen

Het deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) waar het beoogde windpark komt te liggen valt onder het centrale deel van de zuidelijke Noordzee. Het plangebied grenst aan de Bruine Bank (figuur 7.1). Dit dynamische gebied wordt gekarakteriseerd door een grofzandige bodem met richels, omringd door dieper water. De diepte binnen het plangebied varieert van ca. 24 tot maximaal 45 meter. In tegenstelling tot de windparken dicht bij de kust is in het beoogde plangebied het water soms gestratificeerd (*intermittently stratified*) (van Leeuwen *et al.* 2015). Door de verhoging van de zeebodem vindt opwelling plaats, resulterend in verhoogde concentraties zoöplankton, hetgeen weer soorten hoger in de voedselketen aantrekt. Dit geldt voor zowel vissen, zeezoogdieren als zeevogels.



Figuur 7.1 Het bodemprofiel in 2020 van het plangebied en Natura 2000 gebied Bruine Bank. Bron: Bureau Waardenburg.



7.2 Vissen

7.2.1 Algemeen

In de gehele Noordzee zijn 266 vissoorten waargenomen die potentieel deel uitmaken van de Noordzee-visgemeenschap, exclusief obligate zoetwatersoorten die incidenteel in estuaria aangetroffen worden (Daan 2005). Van deze soorten komen er 138 voor op het NCP (Bos *et al.* 2016). In de visgemeenschap van de Noordzee kan onderscheid gemaakt worden tussen soorten met een pelagische (in de waterkolom) levenswijze (zoals haring (*Clupea harengus*) en kabeljauw (*Gadus morhua*)) en soorten met een bodemgebonden levenswijze (zoals platvissen en grondels). Voor de verspreiding van bodemgebonden vissen geldt dat de hoogste aantallen gevonden worden in diep water, met bodems bestaande uit grof sediment. Niet bodemgebonden vissen zijn talrijker langs de kust en in het noordelijke deel van het continentaal plat. Trekvissen zijn daarnaast in grotere dichtheden aanwezig nabij riviermondingen. De Bruine Bank is een waardevol gebied voor vis dat dient als paaigrond van onder andere kabeljauw, haring, gewone makreel (*Scomber scombrus*), zandspiering (*Ammodytes sp.*), sprot (*Sprattus sprattus*), schol (*Pleuronectes platessa*), tong (*Solea solea*) en wijting (*Merlangius merlangus*) (García *et al.* 2019). Viseieren en larven worden het hele jaar door aangetroffen in de wateren van het NCP, maar in het zuidelijk deel van de Noordzee worden de hoogste aantallen eieren gevonden van januari tot mei, en de hoogste aantallen vislarven van april tot en met juni (van Damme *et al.* 2011). De anadrome vissoort Atlantische steur (*Acipenser sturio*), een beschermde soort in de Wnb, komt in zeer lage getalen voor in open zee waar de soort nabij de bodem leeft. Er is één melding van een vangst van een Atlantische steur bij de Bruine Bank in 2016 (bericht via Nature Today, 2017).

Haaien en roggen (elasmobranchen) staan bovenaan de voedselketen en hun levensstijl wordt gekenmerkt door een trage voortplanting en lange levensduur. Op het NCP komen acht haaiensoorten en acht roggensorten voor. Er zijn inmiddels acht van deze haaien- en roggensorten toegevoegd aan de OSPAR lijst. Relevante soorten die regelmatig in Nederlandse wateren aanwezig zijn en als bedreigd en/of afnemend zijn benoemd, betreffen de doornhaai (*Squalus acanthias*), gevlekte rog (*Raja montagui*) en stekelrog (*Raja clavata*) (Bos & Tamis 2020). De doornhaai plant zich pas voort vanaf zijn twaalfde levensjaar waarbij maximaal 20 pups worden geboren na een draagtijd van twee jaar (Walker & Kingma 2020). Dit maakt dergelijke soorten kwetsbaar voor overexploitatie en aantasting van hun leefgebied. In het begin van de vorige eeuw kwamen er nog veel haaien en roggen voor in de Noordzee, maar ca. vijftig jaar later zijn alle soorten in aantallen afgenomen. Andere aangewezen soorten, zoals de vleet (*Dipturus batis*), komen zelden voor op het NCP.

7.2.2 Soortgemeenschap

Zoals eerder vermeld zijn in het plangebied geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen, maar is er data beschikbaar van gestandaardiseerde visbemonsteringen in de omgeving waar informatie aan ontleend kan worden. Ook binnen



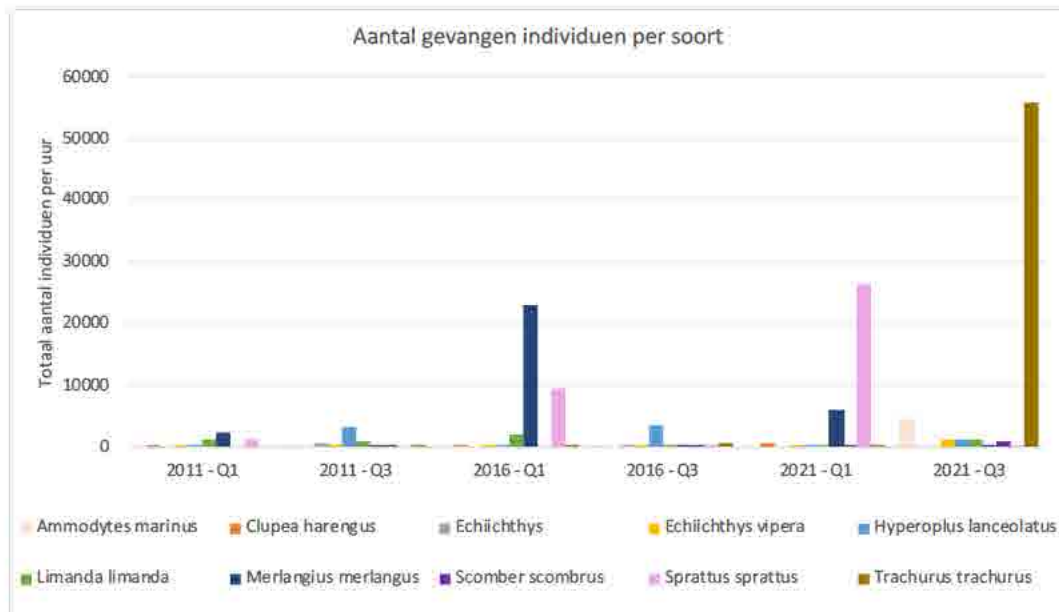
het MWTL-programma wordt visdata ingewonnen, en er is data beschikbaar van een eenmalig onderzoeksproject op de Bruine Bank.

Vissen nabij het plangebied: International Bottom Trawl Survey (IBTS)

De IBTS voorziet in data over de hoeveelheid vis gevangen per soort, berekend per uur vissen. Behalve bodemvissen worden via deze bemonstering ook pelagische soorten gevangen. Tijdens bemonsteringen in het eerste en derde kwartaal van de jaren 2011, 2016 en 2021 zijn 39 gevangen vissoorten op naam gebracht (en twee soorten krabben en twee soorten inktvissen) (bijlage II). De tien soorten die gemiddeld over de zes bemonsteringen het meest zijn gevangen zijn weergegeven in tabel 7.1 en figuur 7.2. Wat opvalt is dat er grote verschillen zijn tussen de bemonsteringen. Zo zijn er voor de sprot en wijting twee pieken te zien in het eerste kwartaal van 2016 en 2021, en voor de horsmakreel één grote piek in het derde kwartaal van 2021. Het is kenmerkend voor scholennis zoals makreel dat wanneer deze worden gevangen deze gelijk in grote getalen aanwezig zijn. Ook zijn er gevlekte roggen en hondshaaien (*Scyliorhinus canicula*) in het gebied gevangen tijdens respectievelijk twee en vijf van de zes bemonsteringen. Kabeljauw is tijdens twee van de zes bemonsteringen gevangen.

Tabel 7.1 De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens de IBTS-bemonstering van het eerste en derde kwartaal van 2011, 2016 en 2021. De getallen geven het aantal gevangen individuen aan per uur dat er gevist wordt.

soort(groep)	algeheel gemiddeld (n/u)	gemiddeld 2011 (n/u)	gemiddeld 2016 (n/u)	gemiddeld 2021 (n/u)
horsmakreel <i>Trachurus trachurus</i>	9390,0	5,3	324,8	27839,9
sprot <i>Sprattus sprattus</i>	6228,8	664,8	4765,4	13256,1
wijting <i>Merlangius merlangus</i>	5198,6	1127,4	11415,5	3053,0
smelt <i>Hyperoplus lanceolatus</i>	1303,9	1567,3	1682,6	661,8
schar <i>Limanda limanda</i>	1022,7	1013,4	1272,7	782,0
Noorse zandspiering <i>Ammodytes marinus</i>	769,6	1,0	38,5	2269,2
kleine pieterman <i>Echiichthys vipera</i>	304,3	87,6	112,0	713,2
gewone makreel <i>Scomber scombrus</i>	284,7	184,9	127,0	542,3
haring <i>Clupea harengus</i>	140,8	65,3	101,7	255,5
<i>Echiichthys</i> sp.	109,1	274,3	53,0	0,0



Figuur 7.2 Het aantal gevangen individuen berekend per uur van de tien meest gevangen soorten tijdens de zes bemonsteringen. Voor de Nederlandse namen: zie tabel 7.1.

Vissen nabij het plangebied: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 zijn op het Nederlandse deel van de Bruine Bank 40 vissoorten waargenomen (bijlage II). Soorten kenmerkend voor het zachte bodemsubstraat betroffen de gewone pitvis (*Callionymus lyra*), gevlekte pitvis (*Callionymus maculatus*), grondels (*Pomatoschistus sp.*) en schar (*Limanda limanda*), evenals andere soorten platvissen en één soort elasmobranchie (namelijk stekelrog). De kabeljauw is ook in het gebied aangetroffen. Rondom twee kunstmatig harde substraten (wrakken) in het gebied werden scholen pollak (*Pollachius pollachius*), horsmakreel en steenbolk veelvuldig waargenomen. Nabij de *Sabbelaria*-riffen op de Bruine Bank werden de hondshaai en wederom de gewone pitvis waargenomen, soorten die specifiek met dit habitatype geassocieerd leken. Frequent werd waargenomen dat gewone pitvis foerageerde op porseleinkrabbetjes (*Pisidia longicornis*), een soort die veelvuldig aanwezig was op de *Sabellaria*-banken.

Vissen nabij het plangebied: MWTL-bodemschaven

Tijdens het bodemschaven in het kader van het MWTL-programma zijn gegevens van gevangen vis geregistreerd die (beschadigd) door de bodemschaafopening van 20cm pasten. Met de bemonsteringstechniek konden 18 vissoorten op de Bruine Bank worden aangetoond waarvan zandspiering het grootste aandeel in aantallen had. Tabel 7.2 geeft de 10 meest voorkomende soort(groep)en met de aantallen per hectare die op de negen locaties van de Bruine Bank in 2019 en 2021 zijn gevangen. Aanvullende waargenomen soorten zijn schar, smelt, gewone pitvis, tong, harnasmannetje (*Agonus cataphractus*), adderzeenaald (*Entelurus aequoreus*), naakte zandspiering (*Gymnamodytes semisquamatus*), tarbot (*Psetta maxima*) en *Syngnathus sp.*



Tabel 7.2 De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens het bemonsteren van negen locaties op de Bruine Bank in 2019 en 2021 met een bodemschaaf, uitgedrukt in aantallen per hectare.

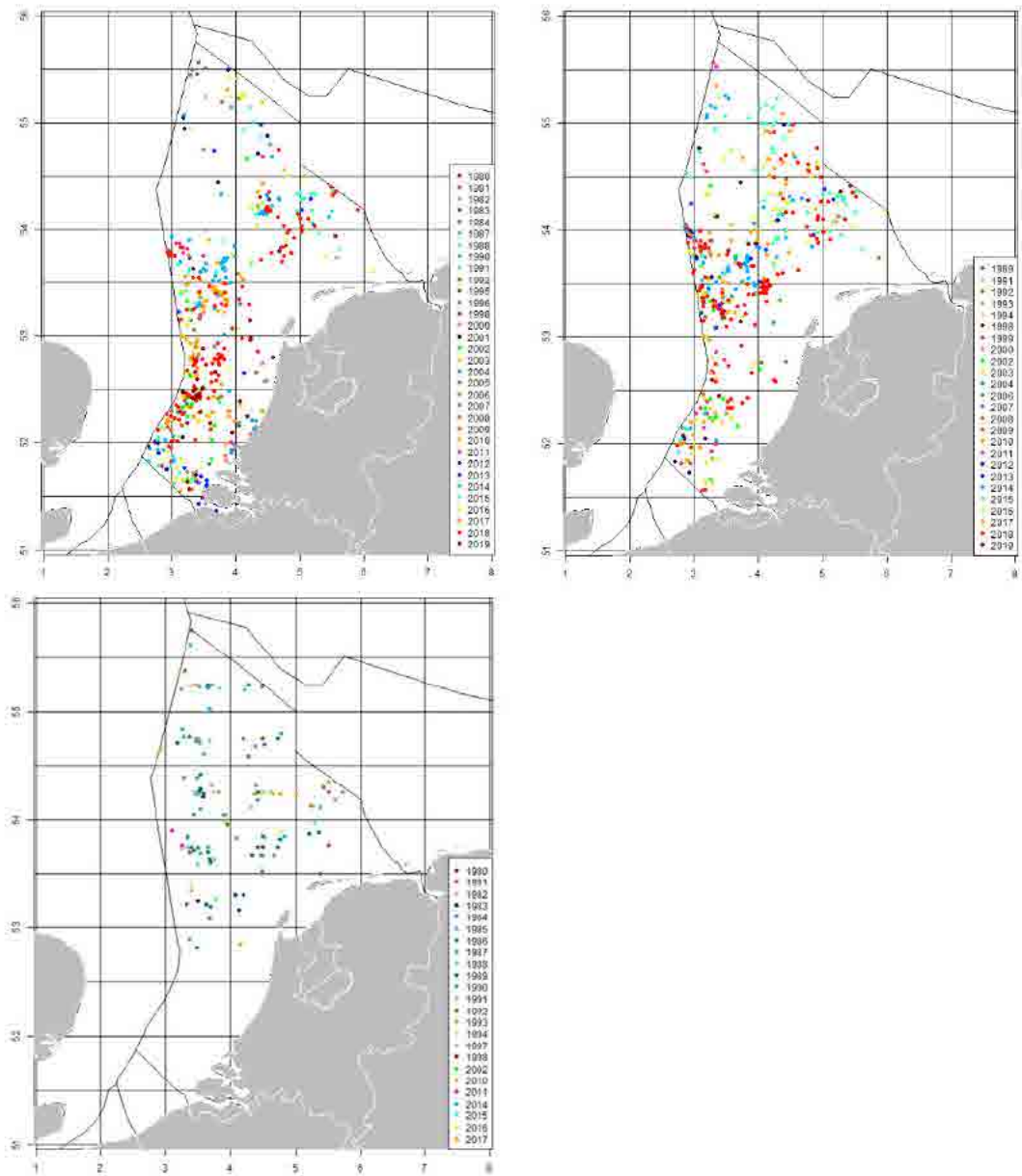
wetenschappelijke soort(groep)naam	Nederlandse naam	2019	2021	totaal aantal individuen (n/ha)
<i>Ammodytes sp.</i>	zandspiering	x	x	5222
<i>Arnoglossus laterna</i>	schurftvis	x	x	1611
<i>Buglossidium luteum</i>	dwergtong	x	x	1528
<i>Pomatoschistus sp.</i>	grondel	x	x	1333
<i>Ammodytes marinus</i>	Noorse zandspiering		x	1023
<i>Echiichthys vipera</i>	kleine pieterman	x	x	778
<i>Pleuronectes platessa</i>	schol	x	x	611
<i>Callionymus reticulatus</i>	rasterpitvis	x	x	556
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's grondel		x	472
<i>Pomatoschistus minutus</i>	dikkopje		x	472

Vissen nabij het plangebied: Elasmobranchen beschermd conform KRM

Voor elasmobranchen zijn er kennisleemtes in onder andere de rol van het NCP en specifieke locaties op hun levenscyclus en bijbehorende habitatseisen. De functie van de Bruine Bank en omstreken voor deze soorten is dan ook niet bekend. Op basis van bijvangst data lijken de aantallen gevlekte rog en stekelrog de laatste jaren weer toe te nemen in de Noordzee en ook de doornhaai populatie lijkt zich enigszins te herstellen (Sguotti *et al.* 2016, Batsleer *et al.* 2020, Walker & Kingma 2020). Beide rogenresoorten komen vooral voor in het zuidelijke deel van de Noordzee. De doornhaai is een migrerende soort tussen de Noordzee en Atlantische oceaan die zich voortplant nabij de kust. Batsleer *et al.* (2020) hebben waarnemingen van elasmobranchen tijdens verschillende bemonsteringen in de periode van 1980 tot 2019 samengevoegd en deze ruimtelijk weergegeven in figuur 7.3. De gevlekte rog heeft een meer noordelijkere verspreiding dan de stekelrog, en ook de doornhaai werd voornamelijk waargenomen in het noordelijke deel van de Nederlandse Noordzee.

Conclusie

In het huidige plangebied bestaat de populatie vissen voornamelijk uit pelagische vissoorten zoals sprot en haring. Deze soorten fungeren als prooi voor hogere trofische niveaus zoals zeevogels en zeezoogdieren. Ook de demersale zandspiering en verschillende soorten platvissen komen hier veelvuldig voor. Verder komen in het plangebied voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al.* 2016), waaronder de kabeljauw en elasmobranchen zoals stekelrog en gevlekte rog. Deze zijn opgenomen in de KRM.



Figuur 7.3 Ruimtelijke weergave van stekelrog (linksboven), gevlekte rog (rechts) en doornhaai (onder) waarnemingen tijdens verschillende bemonsteringen in de periode van 1980 tot 2019 (Batsleer et al. 2020).

7.3 Benthos

7.3.1 Algemeen

Benthos van de Noordzee is soortenrijk en vertoont een zeer sterke regionale variatie. Voor het Nederlandse deel van de Noordzee wordt doorgaans gesproken over de benthogemeenschap van het NCP. De meest soortenrijke benthogemeenschappen van

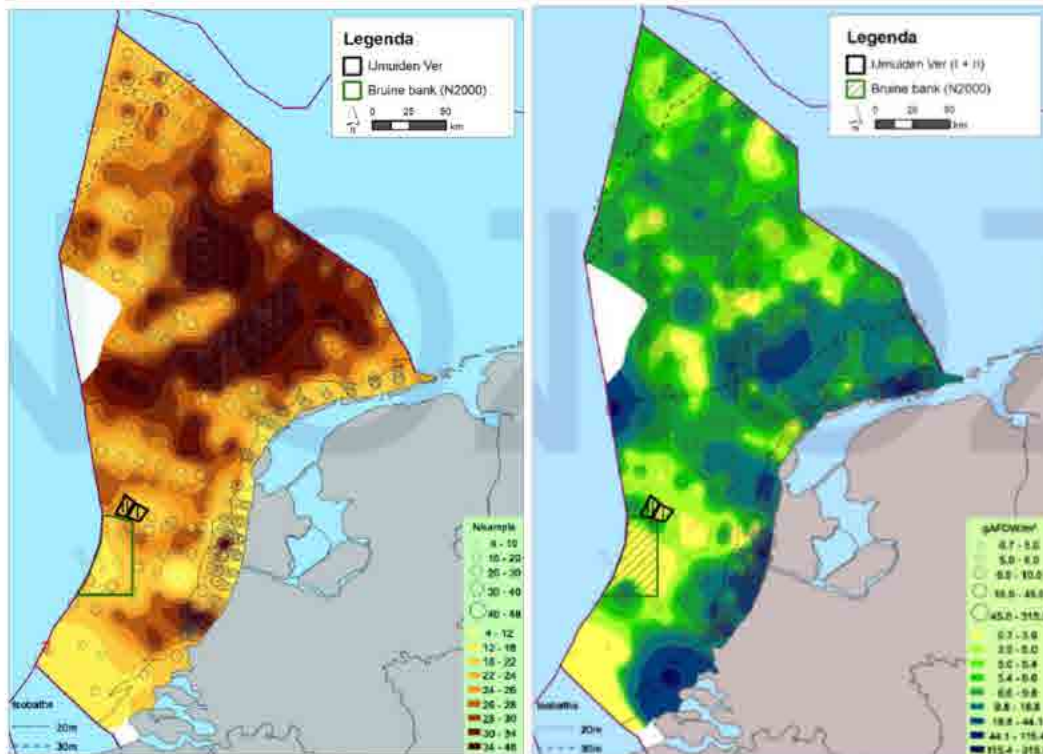


het NCP bevinden zich op de Doggersbank, de Oestergronden en het Friese Front (Craeymeersch *et al.* 2008, Daan *et al.* 2009). Dit is ook zichtbaar op figuur 7.4 waar aan de hand van bodemschaafmonsters de soortenrijkdom en totale biomassa voor het NCP is weergegeven (Witbaard *et al.* 2013). In het plangebied wordt de bodem zoals eerder vermeld voor het grootste gedeelte gedomineerd door grofzand. Het benthos wordt hier gedomineerd door bodemdieren met een gravende levenswijze geassocieerd aan zachte substraten (zoals wormen en schelpdieren).

Ook typerend voor het benthos van de Noordzee is het voorkomen van 'bio-engineers': soorten die plaatselijk zeer talrijk aanwezig zijn, een habitat op zichzelf vormen en een belangrijke schakel zijn in de voedselketen van de Noordzee, bijvoorbeeld schelpdierbanken van mosselen en oesters en banken van schelp- en zandkokerwormen. Vroeger vormden riffen van platte oesters (*Ostrea edulis*) een belangrijk onderdeel van het Noordzee ecosysteem, maar inmiddels is die soort door overbevissing en natuurlijke factoren vrijwel verdwenen (Smaal *et al.* 2017). Er zijn dan ook geen waarnemingen van platte oesters in of nabij het plangebied. Windenergiegebied IJmuiden Ver is daarnaast als ongeschikt aangeduid voor herstel van de soort op basis van abiotische en biotische factoren (Bos *et al.* 2019).

De gestekelde zandkokerworm (*Sabellaria spinulosa*) is een borstelworm die in een koker leeft die hij maakt van schelpfragmenten en grof zand. In de Noordzee komt de soort voor op zand- en grindbodems, rond randen van zandbanken en randen van geulen. De soort heeft een voorkeur voor gebieden met hoge troebelheid en matige stroming (van Duren *et al.* 2016). De soort komt zowel solitair voor als opeengepakt waarbij riffen worden gevormd van tot wel enkele meters breed leidend tot reliëf op de zeebodem. Deze zogenaamde *Sabellaria*-banken staan op de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten en habitats (OSPAR Agreement 2008-6). Volgens het Akkoord voor de Noordzee kunnen relevante locaties met zandkokerwormriffen beschermd worden via ruimtelijke beschermingsmaatregelen onder de Habitatrichtlijn of de KRM.

Onderscheid moet worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-banken. De gevallen waarin de soort optreedt als biobouwer van biologische riffen worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee maar zijn juist wel waargenomen op de Bruine Bank (van der Reijden *et al.* 2019). Evenals mosselbanken en oesterriffen, dragen *Sabellaria*-banken bij aan de lokale biodiversiteit (van Duren *et al.* 2016).



Figuur 7.4 Een overzicht van de benthische soortenrijkdom (links) en totale biomassa aan benthische soorten (rechts) op het NCP, met daarin aangegeven het plangebied van IJmuiden Ver en Natura 2000-gebied Bruine Bank (Witbaard et al. 2013).

7.3.2 Soortgemeenschap

Benthos nabij het plangebied: MWTW-boxcore

Op basis van data van de drie boxcore punten nabij het plangebied zijn soortenlijsten opgesteld van een top 20 in dichtheid en biomassa (tabel 7.3). De bemonsterde biomassa bestaat voor het grootste gedeelte uit de zeeklit (*Echinocardium cordatum*), terwijl in aantallen het bulldozerkreeftje (*Urothoe poseidonis*) het meest talrijk aanwezig is. In totaal zijn er 91 soorten tot op soort gedetermineerd (bijlage III). De OSPAR-soorten noordkromp (*Arctica islandica*) en purperslak (*Nucella lapillus*) zijn niet waargenomen.



Tabel 7.3 Top 20 in gemiddelde dichtheid (links) en biomassa (rechts) op de drie boxcore punten NRDZE0085, NRDZE0086 en NRDZE0087 in de periode van 1995 tot 2018.

soort(groep)	gemiddelde dichtheid (n/m ²)	soort(groep)	gemiddelde biomassa (mg/m ²)
<i>Urothoe poseidonis</i>	145,1	<i>Echinocardium cordatum</i>	5108,3
<i>Bathyporeia elegans</i>	76,0	<i>Donax vittatus</i>	568,5
<i>Spiophanes bombyx</i>	58,1	<i>Ensis ensis phaxoides</i>	250,2
<i>Nephtys cirrosa</i>	55,3	<i>Nephtys cirrosa</i>	205,9
<i>Urothoe brevicornis</i>	48,0	<i>Tellina fabula</i>	203,2
<i>Scoloplos armiger</i>	45,5	<i>Scoloplos armiger</i>	185,6
<i>Echinocardium sp.</i>	42,7	<i>Ensis directus</i>	158,3
<i>Magelona papillicornis</i>	28,2	<i>Ensis ensis</i>	107,8
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	23,2	<i>Pagurus bernhardus</i>	105,1
<i>Donax vittatus</i>	20,1	<i>Nephtys caeca</i>	88,0
<i>Polinices pulchella</i>	14,8	<i>Scolecopsis bonnierii</i>	86,9
<i>Echinocardium cordatum</i>	13,5	<i>Magelona papillicornis</i>	83,5
<i>Tellina fabula</i>	13,4	<i>Nephtys hombergii</i>	66,8
<i>Nephtys sp.</i>	12,3	<i>Nemertea</i>	60,1
<i>Aricidea minuta</i>	10,9	<i>Spiophanes bombyx</i>	58,4
<i>Goniada maculata</i>	10,8	<i>Urothoe poseidonis</i>	42,3
<i>Montacuta ferruginosa</i>	10,3	<i>Goniada maculata</i>	38,4
<i>Nemertea</i>	9,7	<i>Corystes cassivelaunus</i>	38,4
<i>Chaetozone setosa</i>	9,2	<i>Polinices pulchella</i>	36,8
<i>Pseudocuma longicornis</i>	8,2	<i>Sthenelais limicola</i>	29,0

Benthos nabij het plangebied: MWTL-bodemschaaf

In 2019 en 2021 is er in het kader van het MWTL-programma bemonsterd met een bodemschaaf op negen locaties op de Bruine Bank. In tabel 7.4 is de top 20 soort(groep)en in totale biomassa en in totale aantallen weergegeven voor deze negen locaties over de twee meetjaren. Binnen het bemonsterde gedeelte van de Bruine Bank zijn de kleine slangster (*Ophiura albida*), gewone slangster (*Ophiura ophiura*), zaagje (*Donax vittatus*), ovale strandschelp (*Spisula elliptica*) en nagelkrab (*Thia scutellata*) de meest voorkomende soorten. In biomassa domineren de Sparangoida waaronder de zeeklit. Op basis van de



reeds geanalyseerde gegevens van 2019 blijkt dat de Bruine Bank een afwijkende dominante soortensamenstelling heeft ten opzichte van het door MWTL gedefinieerde Offshore gebied en overige bemonsterde gebieden (Doggersbank, Centrale Oestergronden, Friese Front en Oestergronden) (Verduin *et al.* 2020). De noordkromp en purperslak zijn niet waargenomen. De volledige soortenlijst is weergegeven in bijlage III.

Tabel 7.4 Top 20 aan totaal gewicht (links) en totaal aantal (rechts) van de aangetroffen soort(groep)en tijdens bodemschaaf bemonsteringen in 2019 en 2021 op negen locaties op de Bruine Bank. Voor de densiteit is aantal fragmenten niet meegenomen.

soort(groep)	totaal gewicht (gr)	soort(groep)	totaal aantal (n)
<i>Spatangoida</i>	2797	<i>Ophiura albida</i>	866
<i>Echinocardium cordatum</i>	1254,5	<i>Donax vittatus</i>	560
<i>Donax vittatus</i>	968,5	<i>Ophiura ophiura</i>	507
<i>Ophiura ophiura</i>	912	<i>Spisula elliptica</i>	182
<i>Ensis ensis</i>	382	<i>Thia scutellata</i>	121
<i>Liocarcinus holsatus</i>	360	<i>Ensis ensis</i>	101
<i>Spisula elliptica</i>	283	<i>Philocheras trispinosus</i>	81
<i>Ophiura albida</i>	281	<i>Spisula subtruncata</i>	78
<i>Spisula subtruncata</i>	132,5	<i>Pagurus bernhardus</i>	52
<i>Asterias rubens</i>	118	<i>Liocarcinus holsatus</i>	47
<i>Corystes cassivelaunus</i>	99,5	<i>Abra prismatica</i>	34
<i>Thia scutellata</i>	80,5	<i>Echinocardium cordatum</i>	30
<i>Euspira catena</i>	72	<i>Turritella communis</i>	21
<i>Spisula sp.</i>	62	<i>Asterias rubens</i>	20
<i>Liocarcinus marmoreus</i>	45,5	<i>Corystes cassivelaunus</i>	19
<i>Turritella communis</i>	23	<i>Processa sp.</i>	12
<i>Philocheras trispinosus</i>	19,5	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	10
<i>Pagurus bernhardus</i>	15	<i>Euspira catena</i>	9
<i>Goneplax rhomboides</i>	14	<i>Processa modica</i>	9

Benthos nabij het plangebied: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 heeft Oceana 204 taxa op de Bruine Bank aangetroffen waarvan er 134 tot op soort zijn gedetermineerd. Op de zachte bodem vielen (in aantallen) voornamelijk de stekelhuidigen gewone zeester (*Asterias rubens*) en gewone slangster, de hydroïdpoliep (*Hydractinia echinata*), de gewone heremietkreeft (*Pagurus*



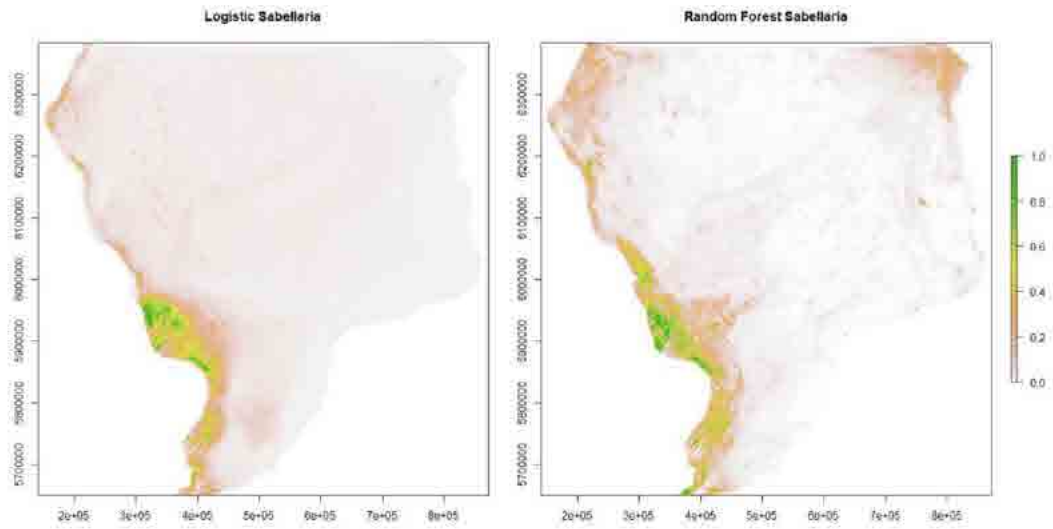
bernhardus) en schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) op. In de bodem werden door de VanVeenhapper monsters voornamelijk tweekleppigen (23 soorten), stekelhuidigen (voornamelijk zeeboontje *Echinocyamus pusillus* en slangensterren *Ophiura sp.*), en kreeftachtigen zoals amphipoda en copepoda waargenomen. Ook zijn er op drie locaties *Sabellaria*-banken met een totaal oppervlak van 1023 m² aangetroffen, die op diepere locaties tussen zandribbels lagen. Hier werden verschillende soorten mee geassocieerd zoals verschillende soorten krabben waaronder het porseleinkrabbetje en zwemkrabben (*Liocarcinus sp.*). Ook werden twee kunstmatig harde substraten (wrakken) bemonsterd in het gebied. Deze waren bedekt met sessiele soorten, voornamelijk zeeanemonen en sponzen, en werden ook veel mobiele soorten waargenomen zoals kreeftachtigen (crustacea).

Conclusie

Bij de Bruine Bank komt een variatie aan benthossoorten voor maar het gebied valt niet onder de meest soortenrijke benthosgemeenschappen van het NCP. Veelvoorkomende soorten zijn de zeeklit, het zaagje en verschillende soorten slangensterren. Zoals ook weergegeven in figuur 7.4, zijn er gebieden in de Noordzee waar twee keer zoveel soorten voorkomen: de Doggersbank en het Friese Front staan bijvoorbeeld bekend om hun soortenrijkdom.

In het plangebied komen zover bekend geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al.* 2016) zoals de noordkromp, purperslak en platte oester. *Sabellaria*-banken zijn beschermd krachtens de OSPAR-lijst als bedreigd habitat en zijn in de KRM opgenomen (en mogelijk in de toekomst ook in de Habitatrichtlijn). Aan de hand van de voorspelde verspreiding lijken *Sabellaria*-banken voornamelijk buiten het Nederlandse deel van de Noordzee voor te komen in dynamische gebieden dicht bij de Engelse kust (figuur 7.5) (Herman & van Rees 2022), maar ook op Bruine Bank. Naast de Bruine Bank zijn *Sabellaria*-banken in het Nederlandse deel van de Noordzee vooralsnog alleen bekend van het Friese Front (observatie NIOZ Forage Fish Survey 2019: <https://www.nioz.nl/en/blog/niozatsea-north-sea-expediton-22-29-oktober-2019>).

Individuele van *Sabellaria* zijn op meerdere andere locaties op het NCP waargenomen, maar hierbij vervullen ze niet de belangrijke riff-functie. Gezien de nabijheid van de *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank en de vergelijkbare habitat bij het plangebied is er een redelijke kans dat deze ook in het plangebied aanwezig zijn.



Figuur 7.5 Gemodelleerde voorspelde verspreiding ("predicted probability") van *Sabellaria spinulosa* in de Noordzee (Herman & van Rees 2022).



DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD



8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen

De effecten van IJmuiden Ver worden bepaald en beoordeeld voor de diverse fasen van ontwikkeling en gebruik van het windenergiegebied.

8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering

Afhankelijk van het gekozen alternatief zal tijdens de **constructie** habitatverlies voor vogels optreden door de toepassing van een monopile, jacket or tripod fundering, omdat deze fundering in de bodem wordt geheid. Alhoewel voor de alternatieven met 67 turbines meer geheid moet worden dan voor de alternatieven met 50 turbines, is de impact, gezien de omvang en tijdelijkheid van de effecten, niet wezenlijk verschillend tussen de alternatieven. Alleen de duur van verstoring is anders. Bovendien is de duur weersafhankelijk. Aan mitigatie kan worden gedaan door de activiteiten die met de hoogste geluidsniveaus gepaard gaan niet in de winter en het vroege voorjaar te laten plaatsvinden wanneer de meeste, mogelijk voor geluid gevoelige, vogels rond het plangebied verblijven (Leopold & Camphuysen 2007). Overigens zijn effecten van het hei-geluid nooit aangetoond voor deze soorten, maar is het waarschijnlijker dat verstoring van bijvoorbeeld bootbewegingen optreedt.

De omvang van de verstoring door de constructie van funderingen varieert in de tijd met name door de variatie in het voorkomen van kwetsbare soorten. Bij een realistische temporele planning worden de effecten van aanleg van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De alternatieven met de meeste turbines zorgen voor een grotere negatieve verandering ten opzichte van de referentiesituatie dan het alternatief met het kleinste aantal turbines. Beide alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de verschillen in negatieve effecten niet zodanig groot zijn dat dit gevolgen heeft voor de kans op het overtreden van verbodsbepalingen of dat dit mogelijk effecten heeft op beschermde gebieden.

Bij de constructie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver varen schepen van en naar het windpark. De frequentie van de vaarbewegingen is momenteel onduidelijk en afhankelijk van het uiteindelijk gekozen alternatief, maar in eerdere MER-ren voor windparken op zee werd een maximum van 10 schepen per dag aangehouden. De scheepvaartbewegingen voor aanvoer van materieel zullen leiden tot een toename van geluid/trillingen in het gebied. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

De **verwijdering** van de funderingen zal waarschijnlijk bestaan uit het afsnijden (6 m onder de zeebodem) en afvoeren van de funderingen. Een mogelijk alternatief is om de



funderingen in zijn geheel te verwijderen door een combinatie van trillen en trekken. Dit zal gepaard gaan met geluid/trillingen boven en onder water. De geluidbelasting is echter aanmerkelijk lager dan bij de aanleg. Daarnaast zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen. De erosiebescherming wordt in principe niet verwijderd. Bij een realistische temporele planning zullen de effecten van verwijdering van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels marginaal negatief zijn (effectbeoordeling: 0/-).

Er is wereldwijd nog geen ervaring met het afbreken van offshore windparken. Verwacht wordt dat zeevogels worden verstoord door de activiteit ter plaatse, het geluid en de scheepsbewegingen verbonden aan sloopactiviteiten. De effecten van verwijdering van het windpark worden beperkt negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-) vanwege het tijdelijke karakter van de verstoring. Relatief hoge dichtheden van zeevogelsoorten die gevoelig zijn voor geluid en verstoring door schepen worden alleen in de winter en het vroege voorjaar verwacht. De meeste van deze vogels naar de broedgebieden zijn vertrokken en vóór oktober komen de meeste vogels ook niet terug. IJmuiden Ver ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

8.2 Effecten op vogels tijdens gebruiksfase

In onderhavig rapport wordt getoetst of aanvaringen, habitatverlies, barrièrewerking en indirecte effecten significante invloed kunnen hebben op beschermde vogelsoorten en/of op Natura 2000-gebieden die voor vogelsoorten aangewezen zijn.

8.2.1 Effecten op beschermde vogelsoorten

In dit rapport is het stochastische Collision Risk Model gebruikt om aantallen aanvaringslachtoffers te berekenen. Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Aanvaringen

Jaarlijkse aantallen aanvaringslachtoffers voor de twee alternatieven voor Kavel I en Kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn gepresenteerd in tabel 8.1a en 8.1b. Soorten die niet of in lage dichtheden in IJmuiden Ver voorkomen, zijn niet gepresenteerd. Verder zijn in tabel 8.2a en 8.2b en tabel 8.3a en 8.3b de jaarlijkse aantallen verwachte aanvaringslachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven voor Kavel I en Kavel II. Deze gegevens worden verder gebruikt in §8.2 – 8.4.



Kavel I

In Kavel I vallen bij alternatief 1, dus met 67 turbines van 15 MW en een rotordiameter van 236 meter in een worstcasescenario zo'n 1.280 vogelslachtoffers (tabel 8.1a). Het grootste deel hiervan zijn naar verwachting zangvogels op seizoenstrek, namelijk 1.162. Van de zeevogels is volgens de berekeningen de jan-van-gent de soort met de meeste aanvaringslachtoffers, namelijk 53. Voor grote mantelmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw worden respectievelijk maximaal 17, 9 en 5 slachtoffers verwacht. Voor de kleine meeuwen geldt dat alleen voor dwergmeeuw en drieteenmeeuw aanvaringslachtoffers worden verwacht, namelijk respectievelijk 3 en 9.

Voor alternatief 2, met 50 turbines van 20 MW en een rotordiameter van 280 meter, worden minder slachtoffers verwacht, namelijk 1.219 (tabel 8.1a). Wel zijn dit meer zangvogels, namelijk 1.123 aanvaringslachtoffers in een worst case-scenario. Het maximale aantal slachtoffers van jan-van-gent ligt met 39 slachtoffers een stuk lager. Hetzelfde geldt voor zowel grote mantelmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw, met respectievelijk 14, 7 en 5 slachtoffers in een worst case-scenario. Voor dwergmeeuw en drieteenmeeuw laat het model een maximaal aantal slachtoffers van respectievelijk 2 en 7 zien.

Tabel 8.1a *Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM (Marine Scotland 2018) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012). Alleen soort(groep)en met >= 1 slachtoffer zijn genoemd.*

soort(groep)	alternatief 1	alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
jan-van-gent	53	39
kleine mantelmeeuw	5	5
zilvermeeuw	9	7
grote mantelmeeuw	17	14
dwergmeeuw	3	2
drieteenmeeuw	9	7
ganzen en zwanen	18	17
eenden	1	1
reigers	0	0
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.162	1.123
Totaal	1.280	1.219

Kavel II

Maximale aanvaringslachtoffers onder zeevogels in Kavel II zijn vergelijkbaar met die van Kavel I van IJmuiden Ver, maar vanwege de vogeldichtheden liggen over het algemeen iets lager. Jan-van-genten hebben een iets hoger maximaal aantal slachtoffers in Kavel II voor beide alternatieven dan in Kavel I, namelijk 57 tegenover 43. Voor de overige zeevogels geldt dat de waarden in Kavel II iets lager liggen dan in Kavel I (tabel 8.1b). Voor trekvogels worden voor beide kavels dezelfde maximale aantallen aanvaringslachtoffers



verwacht, omdat gewerkt is met dezelfde fluxen op basis van metingen vanaf gasplatform K14 (tabel 8.1a en b).

Tabel 8.1b Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM (Marine Scotland 2018) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012). Alleen soort(groep)en met ≥ 1 slachtoffer zijn genoemd.

soort(groep)	alternatief 1	alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
jan-van-gent	57	43
kleine mantelmeeuw	4	4
zilvermeeuw	5	4
grote mantelmeeuw	13	11
dwergmeeuw	2	2
drieteenmeeuw	8	6
ganzen en zwanen	18	17
eenden	1	1
reigers	0	0
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.162	1.123
Totaal	1.276	1.215

Temporele patronen

Voor jan-van-gent geldt voor beide kavels en beide alternatieven dat de meeste aanvaringsslachtoffers worden verwacht in het najaar, namelijk oktober en november (tabel 8.2 en 8.3). Dit is in contrast met kleine mantelmeeuw, waarbij in alle gevallen de meeste slachtoffers juist in de zomer worden verwacht. Voor zilvermeeuw en drieteenmeeuw geldt ongeveer hetzelfde temporele patroon, namelijk dat de hoogste aantallen slachtoffers voor het voor- en najaar zijn berekend. Bij dwergmeeuw is dit juist in het voorjaar. Tot slot worden de meeste slachtoffers onder grote mantelmeeuw verwacht in de winterperiode.

Beoordeling

In zowel Kavel I als Kavel II van IJmuiden Ver wordt het effect van beide alternatieven als negatief beoordeeld (-), hoewel de effecten van alternatief 2 (met de minste turbines) wel kleiner zijn dan van alternatief 1.

Tabel 8.2a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor alternatief 1 (67 * 15 MW ø 236 m) in Kavel I (a) en Kavel II (b) van IJmuiden Ver.

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	4,3	3,1	3,8	5,8	6,7	1,1	1,1	3,4	3,0	8,8	7,3	4,1	53
kleine mantelmeeuw	0,0	0,3	0,3	0,5	0,6	1,1	1,1	0,3	0,3	0,3	0,2	0,0	5
zilvermeeuw	0,8	2,4	3,0	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,8	9
grote mantelmeeuw	2,9	2,1	2,4	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	1,7	1,6	2,9	17
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	1,1	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3
drieteenmeeuw	0,8	0,9	1,0	1,0	1,1	0,5	0,5	0,1	0,1	1,3	1,2	0,8	9



Tabel 8.2b zie boven

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	4,1	2,5	3,2	6,6	7,6	1,8	1,8	4,2	3,7	9,8	8,1	3,9	57
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,2	0,5	0,6	1,0	1,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	4
zilvermeeuw	0,8	1,1	1,4	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,3	0,3	0,7	5
grote mantelmeeuw	2,2	1,4	1,6	0,6	0,6	0,1	0,1	0,6	0,6	1,7	1,6	2,2	13
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,9	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,9	0,8	0,9	0,9	1,0	0,7	0,7	0,2	0,2	0,6	0,5	0,9	8

Tabel 8.3a Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor alternatief 2 (50 * 20 MW ø 280 m) in Kavel I (a) en Kavel II (b) van IJmuiden Ver.

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	3,2	2,3	2,9	4,4	5,0	0,8	0,8	2,6	2,3	6,6	5,4	3,1	39
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,3	0,5	0,5	1,0	1,0	0,3	0,2	0,3	0,2	0,0	5
zilvermeeuw	0,7	2,0	2,6	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,3	0,7	7
grote mantelmeeuw	2,5	1,8	2,1	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	1,5	1,3	2,4	14
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,9	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,6	0,7	0,8	0,8	0,8	0,4	0,4	0,1	0,1	1,0	0,9	0,6	7

Tabel 8.3b zie boven

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	3,0	1,9	2,4	4,9	5,7	1,3	1,3	3,1	2,7	7,3	6,0	2,9	43
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,2	0,5	0,5	0,9	1,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	4
zilvermeeuw	0,6	0,9	1,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,2	0,6	4
grote mantelmeeuw	1,9	1,2	1,4	0,5	0,5	0,1	0,1	0,5	0,5	1,5	1,3	1,9	11
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,7	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,7	0,6	0,7	0,7	0,8	0,5	0,5	0,2	0,2	0,4	0,4	0,7	6

Habitatverlies

Trekvogels verblijven niet voor langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn (§5.2.2). Daarom focussen we hieronder verder op effecten van habitatverlies op zeevogels.

Effecten

Van sommige vogelsoorten die in dit rapport onder lokale niet-broedende zeevogels worden geschaard is bekend dat ze door windparken op zee worden verstoord. Soorten zoals duikers en zwarte zee-eenden komen niet of nauwelijks voor in en rond windenergiegebied IJmuiden Ver (zie hoofdstuk 7). Andere soorten, zoals jan-van-genten, alken en zeekoeten komen vooral in het winterhalfjaar voor in het gebied.

In het windenergiegebied IJmuiden Ver vormen meeuwen een grote groep binnen de lokale niet-broedvogels. Als meeuwen rusten op zee, doen ze dat vaak in de buurt van een groot object zoals een platform op zee of een geankerd schip. Op het werkplatform van



windturbines zouden drieteenmeeuwen kunnen gaan rusten of zelfs gaan broeden, zoals is gebeurd op verschillende (onbemande) platforms op zee elders in de Noordzee (Geelhoed *et al.* 2011). De aantrekkingskracht van windparken voor meeuwen kan ook te maken hebben met de aanwezigheid van onderhoudsschepen in het windpark of van een veranderende (micro)stroming rond de palen (Boon *et al.* 2018). Daarnaast worden op de Nederlandse Noordzee de grootste aantallen meeuwen rond vissersschepen gevonden. In ieder geval mag de bodemberoerende visserij niet meer binnen het windpark komen. Mogelijk kan een concentratie van kotters langs de randen van het windpark optreden, omdat vissers graag daar vissen, met als gevolg een verhoogde concentratie aan meeuwen. Recente studies toonden aan dat gezenderde meeuwen Nederlandse, Belgische en Engelse windparken in mindere mate bezochten dan gebieden buiten de windparken (Gyimesi *et al.* 2018; Vanermen *et al.* 2022), mogelijk omdat meeuwen tijdens hun foerageertochten vissersschepen volgen die niet in windparken mogen komen.

Op basis van de afspraak om het effect van habitatverlies te kwantificeren als een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies (§5.2.2) kan met de berekende dichtheden vanuit scheepstellingen de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (tabel 8.4a en 8.4b).

Door habitatverlies worden voor beide kavels de hoogste aantallen zeekoeten als slachtoffer verwacht, voor beide kavels namelijk 15 slachtoffers. Ook voor alk zal met name habitatverlies een gevolg zijn van het windpark, met 5 slachtoffers per kavel. Voor drieteenmeeuw leveren beide kavels naar verwachting ongeveer 4 slachtoffers op als gevolg van het windpark. Tot slot worden in totaal 7 slachtoffers onder noordse stormvogels verwacht door verlies van habitat.

Tabel 8.4a Maximaal aantal slachtoffers dat verwacht wordt als gevolg van habitatverlies in Kavel I (a) en Kavel II (b) van windenergiegebied IJmuiden Ver (op basis van Bradbury *et al.* 2014) op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek *et al.* 2022b), soort-specifieke macro-uitwijkingpercentages en een kaveloppervlak van 93 km² voor Kavel I (a) en 96 km² voor Kavel II (b). Soorten waarvan geen jaarlijkse slachtoffers ten gevolge van habitatverlies worden voorzien zijn niet opgenomen in de tabel.

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	macro-uitwijking (%)	berekende sterfte door habitatverlies
noordse stormvogel	0,46	80%**	3
jan-van-gent	0,31	81,6%*	2
dwergmeeuw	0,24	80%**	2
kleine mantelmeeuw	0,26	63,9%*	2
zilvermeeuw	0,33	44,2%*	1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9%*	1
drieteenmeeuw	0,80	57,5%*	4
zeekoet	2,03	80%**	15
alk	0,66	80%**	5

* uit Skov *et al.* 2018.

** gebaseerd op Dierschke *et al.* 2016.



Tabel 8.4b zie boven

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	macro-uitwijking (%)	berekende sterfte door habitatverlies
noordse stormvogel	0,51	80%**	4
jan-van-gent	0,33	81,6%*	3
dwergmeeuw	0,19	80%**	1
kleine mantelmeeuw	0,23	63,9%*	1
zilvermeeuw	0,20	44,2%*	1
grote mantelmeeuw	0,13	46,9%*	1
drieteenmeeuw	0,71	57,5%*	4
zeekoet	1,90	80%**	15
alk	0,62	80%**	5

* uit Skov *et al.* 2018.

** gebaseerd op Dierschke *et al.* 2016.

Beoordeling

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en zijn in zowel Kavel I als Kavel II voor beide alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag nagenoeg even groot is. Een eventuele hogere tipsnelheid en, daarmee gepaard gaand, een hoger geluidsniveau zal niet tot wezenlijk andere uitkomsten leiden. Mocht ervoor gekozen worden om het alternatief met minder turbines op een kleiner oppervlak te ontwikkelen, dan is dit een beter alternatief wat betreft de effecten van habitatverlies.

Barrièrewerking

Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat er voor deze soorten er geen sprake van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegrouete kan vormen. In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekrouete. De effecten worden daarom in beide kavels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Dit kan zeevogels verstoren. Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet langere tijd in verblijven. Het zal afhangen van zowel de aard als de frequentie van de werkzaamheden hoe zwaar de verstoring van zeevogels is. Onderzoeksgegevens suggereren een afstotende werking van (onderhouds)schepen op jan-van-gent en alkachtigen, maar een aantrekkende werking op meeuwen. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied IJmuiden Ver zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt er, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige



zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom voor alle alternatieven in beide kavels als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen kan daarnaast ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvinden (Lindeboom *et al.* 2011). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform, zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen. Onderzoek naar de korte termijneffecten van windpark OWEZ wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van meeuwen werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn ook soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Krijgsveld *et al.* 2011, Lindeboom *et al.* 2011). De effecten van habitatverandering worden in beide kavels als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. *Worst case* is uitgegaan van marginaal negatieve effecten.

8.2.2 Aanvaringsslachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw bij tiplaagte-verhoging

In het kader van de beoordeling van de effecten van een operationeel windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn voor jan-van-gent en zilvermeeuw aanvaringsslachtoffers berekend voor verschillende tiplaagtes. Hierbij is gebruik gemaakt van de turbinekarakteristieken zoals die gebruikt zijn voor IJmuiden Ver in het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b). Deze karakteristieken komen overeen met de turbines die in voorliggend rapport zijn gebruikt in de berekeningen voor alternatief 1. De aanvaringsslachtoffers zijn echter conform KEC 4.0 berekend voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver, dus inclusief kavels I, II, III en IV.

Het aantal aanvaringsslachtoffers onder jan-van-gent in windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I t/m IV tezamen) bedraagt **216** bij turbines met een tiplaagte van 25 m (tabel 8.5). Bij het verhogen van de tiplaagte tot 40 m daalt het aantal slachtoffers stapsgewijs naar **90**. Voor zilvermeeuw geldt dat het aantal aanvaringsslachtoffers daalt van **35** naar **28** bij een verhoging van de tiplaagte van 25 m naar 40 m.



Tabel 8.5 *Het aantal aanvaringslachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw in windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I t/m IV tezamen) bij verschillende tiplaagtes. De overige turbinekarakteristieken zijn gelijk aan die van de turbines gebruikt in de berekening voor alternatief 1 van voorliggend document.*

soort	tiplaagte (m)	aanvaringslachtoffers
jan-van-gent	25	216
	30	166
	35	127
	40	90
zilvermeeuw	25	35
	30	33
	35	30
	40	28

8.2.3 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen en habitatverlies

Zoals in §6.1.2 al is beschreven, worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op broedende kleine mantelmeeuwen uitsluitend op de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt niet binnen de foerageerrange van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door aanvaringen en habitatverlies (tabel 8.6 en 8.7). Dit geldt voor beide kavels. De kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen Texel ondervindt procentueel de meeste slachtoffers, maar zelfs voor deze kolonie ligt de maximale additionele sterfte op 0,06% van de natuurlijke mortaliteit voor Kavel I en 0,05% voor Kavel II, namelijk bij alternatief 1. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geassocieerd (zie § 5.2.4 voor beschrijving beoordelingsnormering).



Tabel 8.6a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 1 (a) en alternatief 2 (b) van Kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.6b *zie boven*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.7a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte van kleine mantelmeeuw voor alternatief 1 (a) en alternatief 2 (b) van Kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.7b *zie boven*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,001%	<1	0,002%	<1	0,003%

Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een offshore windpark kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten



tussen foerageer- en broedgebieden. Hierdoor zouden ze extra afstanden moeten vliegen. De meest nabij gelegen kolonies van kleine mantelmeeuwen liggen echter op een dusdanige afstand dat windenergiegebied IJmuiden Ver voor de vogels wel bereikbaar is, maar aan de rand van hun actieradius ligt. Hierdoor zal een windpark geen barrière vormen voor vogels tijdens hun foerageertochten tussen land en open zee en wordt het effect van barrièrewerking op broedvogels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0). Significante negatieve effecten als gevolg van barrièrewerking op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kleine mantelmeeuwen van nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied IJmuiden Ver zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt hier, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. De (extra) effecten van onderhoud worden in alle alternatieven als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

De verwachte toename in benthos en vissen (Lindeboom *et al.* 2011) in een toekomstig windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zorgt mogelijk voor een verbetering van de foerageeromstandigheden, ook van broedvogels zoals de kleine mantelmeeuw. De effecten van habitatverandering worden daarom als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvatting

Op basis van bovenstaande zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten, waardoor in de *worst case*-situatie moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten. Gezien de beperkte omvang van effecten in de *worst case*-situatie kunnen significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kolonievogels van Natura 2000-gebieden met zekerheid uitgesloten worden.

8.2.4 Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen

Onder zes zeevogelsoorten, namelijk drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw, zijn buiten het broedseizoen aanvaringsslachtoffers te verwachten in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 8.2 en 8.3). Voor al deze soorten zijn voor niet-broedvogels IHD's geformuleerd in één of meerdere Natura 2000-gebieden (zie §2.1.3). Al deze vogelsoorten kunnen buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee leiden. Het is momenteel onbekend of, en zo ja hoe lang, ze binding met specifieke gebieden op zee hebben. Om die reden kan niet bepaald worden of slachtoffers die vallen buiten het broedseizoen in



windenergiegebied IJmuiden Ver tot populaties uit Natura 2000-gebieden behoren. Op basis daarvan kunnen significant negatieve effecten op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden niet op voorhand worden uitgesloten.

Habitatverlies

De kortste afstand tot het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt voor Kavel I en Kavel II respectievelijk 2 km en 2,02 km. In de Bruine Bank gelden IHD's voor de soorten jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk, die gevoelig kunnen zijn voor habitatverlies. Conform de KEC methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand van 500 m zodat er geen overlap plaats tussen verstoord gebied vanwege windenergiegebied IJmuiden Ver en de Bruine Bank. Uit voorzorg is eerder het aanhouden van een verstoringsafstand van 2 km voor zeekoeten en alken geadviseerd (Petersen *et al.* 2006; Vanermen *et al.* 2015). Ook bij het hanteren van een dergelijke conservatieve verstoringsafstand ligt de Bruine Bank buiten de directe verstoringszone van windenergiegebied IJmuiden Ver.

Bovendien is het belangrijk om te benadrukken dat de slachtofferberekeningen op *worst case-scenario's* berusten. In het Verenigd Koninkrijk adviseert de JNCC om 40-60% vermijding te gebruiken voor alkachtigen (Busch *et al.* 2015) en geen 100%, zoals in het KEC wordt gehanteerd. Volgens een recente studie over de verspreiding van zeekoeten gemeten met gps-zenders is het aantal vogels 63% minder in windparken dan daarbuiten als de turbines niet operationeel zijn en 75% minder als de wieken draaien (Peschko *et al.* 2020). Ten opzichte van onze aannames dat 100% van de individuen verstoord raken, zou dus een deel van de vogels wel gebruik blijven maken van windparken. Bovendien lijken zeekoeten ook te wennen aan offshore windparken, zodat na verloop van tijd minder individuen een windpark vermijden dan in de beginfase (Leopold & Verdaat 2018). Mogelijk ook door deze gewenning lijken de resultaten van veldmetingen ook geen eenduidige effecten van offshore windparken te laten zien (Leopold 2018). Zo zijn vergeleken met de situatie voorafgaand aan de bouw van windparken de aantallen alken en zeekoeten sterk afgenomen in sommige windparken, maar niet veranderd of zelfs toegenomen in andere (Dierschke *et al.* 2016). Dit laatste kan mogelijk te maken hebben met de toegenomen visstanden in offshore windparken, waardoor deze gebieden relatief aantrekkelijk worden voor visetende vogels zoals alkachtigen (Krijgsveld *et al.* 2011; Vanermen *et al.* 2011).

Al met al zal waarschijnlijk niet 100% van de vogels het plangebied vermijden zoals aangenomen, en ook de aangenomen 10% sterfte van de verstoorde vogels is zeker aan de veilige kant. Een bio-energetisch model om de effecten van habitatverlies te schatten (Searle *et al.* 2014) suggereerde dat de impact op adulte overleving minder dan 0,5% zou bedragen. In het Verenigd Koninkrijk worden dan ook in beoordelingen sterftepercentages als gevolg van habitatverlies vanaf de 1% gebruikt, met als maximum 10% (Busch *et al.* 2015).

Op basis van bovenstaande argumenten sluiten we significant negatieve effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden als gevolg van direct habitatverlies uit.



8.3 Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen

In tegenstelling tot vogels zijn er zeer weinig gegevens over verspreiding en dichtheden van vleermuizen boven de Noordzee beschikbaar. Op basis van de bestaande kennis wordt echter verondersteld dat effecten van windparken op zee op vleermuispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Hier wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver.

8.3.1 Aanvaringen

Zoals beschreven in § 5.3.1 wordt in voorliggend rapport een *worst case*-scenario van 1 slachtoffer per turbine per jaar gehanteerd. Op basis hiervan worden in een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver maximaal 67 slachtoffers per jaar verwacht bij alternatief 1 en 50 slachtoffers per jaar bij alternatief 2. Gezien de beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee is het realistisch om deze getallen te verdelen op basis van het relatieve voorkomen van ruige dwergvleermuis (95,7%), rosse vleermuis (2,6%), tweekleurige vleermuis (1,2%) en gewone dwergvleermuis (0,5%). Met deze benadering wordt de *worst case*-schatting voor de ruige dwergvleermuis 64 slachtoffers per jaar voor alternatief 1 en 48 slachtoffers per jaar voor alternatief 2. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 1 slachtoffer per jaar voor zowel alternatief 1 als alternatief 2. Van de overige vleermuissoorten vallen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers. Hiermee worden de effecten voor alternatief 1 met de meeste turbines negatiever beoordeeld (--/-) dan alternatief 2 met de minste turbines (-).

8.3.2 Overige effecten

Uit onderzoek blijkt dat vleermuisactiviteit in windparken niet lager ligt dan daarbuiten (Jain *et al.* 2011). De aanwezigheid van windturbines leidt niet tot verstoring, barrièrewerking of habitatverlies maar heeft eerder een aantrekkende werking (Cryan *et al.* 2014). Het effect van het windpark wat betreft barrièrewerking en habitatverlies wordt als neutraal beoordeeld (0).

Een indirect effect van windparken wordt veroorzaakt door de verhoogde concentratie van insecten rondom windturbines. Dit trekt vleermuizen aan (Cryan & Barclay 2009), wat tot een verhoogde aanvaringskans en sterfte kan leiden. Een verhoogde concentratie aan insecten rondom verlichte constructieschepen in de aanleg- en verwijderingsfase creëert daarentegen een gunstige foerageermogelijkheid voor trekkende vleermuizen, zonder aanvaringsrisico. Daarnaast geven windturbines en constructieschepen vleermuizen de mogelijkheid hun lange vlucht te onderbreken om uit te rusten wat de overlevingskansen kan verhogen. Opnames van vleermuizen in offshore windparken bevestigen dit. Op 58 – 69 km uit de kust zijn vleermuizen regelmatig kort na zonsondergang vastgesteld (Lagerveld *et al.* 2022) die windturbines waarschijnlijk als noodgedwongen tijdelijke rustplaatsen gedurende de dag hebben gebruikt. Vanwege een gebrek aan verdere kennis is het echter op dit moment niet mogelijk om dit effect te verrekenen met het aantal slachtoffers. Op basis van bovenstaande worden indirecte effecten als positief tijdens de aanleg- en verwijderingsfase beoordeeld, en negatief tijdens de gebruiksfase (+/-).



8.4 Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen

De volledige effectbeoordeling is samengevat in tabel 8.8.

Tabel 8.8 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven in Kavel I en Kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op beschermde vogelsoorten, vogels uit Natura 2000-gebieden en vleermuizen.

effecten windpark	alternatief 1 67 * 15 MW	alternatief 2 50 * 20 MW
Aanlegfase		
<u>Vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanleg funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
Gebruiksfase		
<u>Lokale zeevogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Trekvogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Broedvogels uit Natura 2000</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	-/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-
Verwijderingsfase		
<u>Vogels</u>		
- weghalen funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- weghalen funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0



9 Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos

9.1 Effecten op vissen

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op vispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Tabel 9.1 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling voor de twee alternatieven. Er zijn geen vissoorten aangewezen voor het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank, dat in de invloedsfeer van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt. Effecten op vissoorten met een instandhoudingsdoelstelling zijn daarmee uitgesloten. Wel worden elasmobranchen en de kabeljauw, relevante soorten voor de KRM, besproken in voorliggende effectbeoordeling en ook apart behandeld in hoofdstuk 9.4.

Tabel 9.1 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase windenergiegebied IJmuiden Ver op vissen.

fase	effecten windpark	alternatief 1 67 x 15 MW-gravity based turbines	alternatief 2 50 x 20 MW- monopile turbines
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
	- bodemberoering - vertroebeling	0	0
	- bodemberoering - habitatdestructie	0/-	0/-
Exploitatie	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0	0
	- EMF door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

9.1.1 Effecten tijdens de constructiefase

Effecten op vissen kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen ten gevolge van heiwerkzaamheden en effecten ten gevolge van bodemberoerende werkzaamheden door het plaatsen van de windturbines en erosiebescherming op de zeebodem en het trekken van de kabels.

Monopile funderingen moeten de bodem in worden geheid, dit is bij *gravity based* fundering niet nodig. Hoewel onderbouwde meetreeksen waarbij effecten op de visgemeenschap ten gevolge van de aanleg van een windpark op zee zeer schaars zijn, lijken de effecten op vis tijdens de constructiefase zeer beperkt. Experimentele studies naar geluidseffecten van heiwerkzaamheden op vissen en vislarven tonen geen duidelijke (blijvende) schade aan op vissen. Uitsluitend als de geluidsbron zich op zeer korte afstand bevindt kan in het ergste geval sterfte optreden (Hawkins 2005, Caspar *et al.* 2013, Herbert-Read *et al.* 2017). De beperkte veldstudies naar het gedrag van vissen tijdens heiwerkzaamheden lieten zien



dat vissen wel tijdelijke gedragsverandering kunnen ondergaan wanneer er nabij wordt geheid, maar over het algemeen niet het gebied verlaten (Lafrate *et al* 2016, Knaap *et al* 2022). Vooralsnog zijn er geen wetenschappelijke veldstudies die (indirecte) vissterfte hebben aangetoond door heiwerkzaamheden. Negatieve effecten van trillingen die tijdens heiwerkzaamheden worden geproduceerd op vis(populaties) in het plangebied zijn niet aannemelijk. De effecten van het geluid dat vrijkomt tijdens het heien van monopiles wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase, zoals het plaatsen van de funderingen en het storten van de erosiebescherming, kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Er zijn echter geen studies die duidelijk aantonen dat een dergelijke kleinschalige vertroebeling een nadelig effect heeft op vissen die in het plangebied voorkomen. Vissen in de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). Bovendien wordt de zeebodem in het plangebied gekenmerkt door betrekkelijk hoge dynamiek met continu zandtransport. De effecten van vertroebeling op vissen worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoering heeft ook een direct effect op aanwezige vissen in het gebied. De zachte bodemstructuur wordt bij de turbines vervangen door een harde bodemstructuur. Vissen met een mobiele levenswijze worden waarschijnlijk nauwelijks beïnvloed door deze verstoring. De vissen vluchten weg bij aanvang van de werkzaamheden en het verlies aan bodemareaal is zeer klein ten opzichte van het totale aanwezig bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze hebben doorgaans een minder mobiele levenswijze en verschuilen zich in de bodem of tussen ruimtelijke structuren op de zeebodem. In het geval deze structuren aanwezig zijn op de locaties waar de windturbines, erosiebescherming en kabels worden geplaatst, kunnen de individuen geschaad of vernietigd worden. Het aandeel van de populatie van de relevante soorten, zoals roggen, dat op deze wijze beïnvloed kan worden is echter zeer beperkt ten opzichte van de totale populatie in dit deel van de Noordzee. Daarbij zijn roggen wel mobiele soorten die zich snel kunnen verplaatsen. De effecten van habitatdestructie worden als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op vissen te verwachten. Sleepnetvisserij in het plangebied wordt uitgesloten, wat mogelijk een marginaal positief effect zal hebben op specifieke vissoorten (zoals de kabeljauw) in het gebied. De onderwaterstructuren van de windturbines en de erosiebescherming hebben een marginaal positief effect op vissen. Soorten kunnen dit gebruiken als schuil- en foerageerhabitat en als kraamkamer. Dit geldt dus ook voor de elasmobranchen. In OWEZ zijn de stekelrog en gevlekte gladde haai al waargenomen (van Hal *et al.* 2012). Echter, de demersale en pelagische vismonitoringen in de windparken OWEZ en PAWP vergeleken met referentiegebieden suggereren dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is. Er zijn geen significante verschillen aantoonbaar



tussen vispopulaties voor, één en vijf jaar na de aanleg van OWEZ (van Hal *et al.* 2012) of vijf jaar na de aanleg van PAWP (van Hal 2013, 2014). Wel is aangetoond dat binnen een windpark de monopiles een aantrekkende werking hebben op de aanwezige vissen, zoals op kabeljauw (Lindeboom *et al.* 2011, van Hal *et al.* 2017, Mavraki *et al.* 2021). Er wordt aangenomen dat de algemene effecten van de windparken op de visgemeenschap vergelijkbaar zullen zijn, ook al ligt het plangebied van IJmuiden Ver in een ander gebied dan deze parken dicht bij de kust, en komen er in het huidige plangebied meer pelagische vissoorten voor. De effecten van uitsluiten van visserij worden als neutraal beoordeeld aangezien dit nog niet wetenschappelijk is aangetoond (0), en de beschikbaarheid aan hard substraat wordt als marginaal positief beoordeeld gezien het positieve effect op specifieke soorten (effectbeoordeling: 0/+).

Over het effect van EMF op vissen is nog maar weinig bekend, al zal dit voornamelijk van impact zijn op haaien en roggen. Veldstudies lieten tot dusverre geen barrièrewerking zien van windturbinekabels door EMF, maar wel werd aangetoond dat het gedrag van vissen kan veranderen bij de windturbinekabels (Westerberg & Lagenfelt 2008, Gill & Desender 2020, Copping *et al.* 2021). Gedragsverandering, al dan niet tijdelijk, kan wel schadelijk zijn voor een soort (bijvoorbeeld door energieverlies), maar onderzoeksresultaten hierover zijn nog niet beschikbaar. Het effect van elektromagnetische velden wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en erosiebescherming verwijderd. Naar verwachting zal dit harde substraat zich tijdens de operationele fase van het park als habitat hebben ontwikkeld voor vissen. Soorten die het habitat als schuilplaats en/of leefgebied gebruiken (soorten met een bodemgebonden levenswijze) kunnen hierbij direct geschaad en/of vernietigd worden. Daarnaast zullen andere vissoorten die foerageren rondom de windturbines blootgesteld worden aan een lager voedselaanbod en verhoogde predatiedruk, zeker wanneer het visserijverbod wordt opgeheven. Geluidseffecten en effecten van vertroebeling tijdens de verwijderingsfase zullen niet anders van aard zijn dan beschreven tijdens de constructiefase. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat wordt als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -) indien vergeleken met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten echter als neutraal beoordeeld (0).

9.2 Effecten op benthos

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op benthospopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de twee alternatieven van windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Tabel 9.2 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling. Geen van de hier behandelde soorten heeft een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebieden. Effecten in het kader van Natura 2000-doelen zijn daarmee uitgesloten. Wel worden *Sabellaria*-banken, een relevant



habitattype voor de KRM, besproken in voorliggende effectbeoordeling en ook behandeld in hoofdstuk 9.4.

Tabel 9.2 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos.

fase	effecten windpark	alternatief 1 67 x 15 MW-gravity based turbines	alternatief 2 50 x 20 MW- monopile turbines
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0
	- bodemberoering – vertroebeling	0	0
	- bodemberoering - habitatdestructie	-	-
Exploitatie	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

9.2.1 Effecten tijdens de constructiefase

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op benthos zijn maar zeer beperkt beschikbaar. Bij enkele benthossoorten (mosselen en kreeftachtigen) is een tijdelijke gedragsverandering aangetoond tijdens blootstelling aan geluid (Roberts *et al.* 2015, 2016, Spiga *et al.* 2016, Corbett 2019). Bij monitoring van OWEZ en PAWP zijn geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie die op grote schade duiden als gevolg van de constructie (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013). Negatieve effecten ten gevolge van geluidseffecten van heiwerkzaamheden op benthos worden als neutraal beoordeeld vanwege de relatief korte duur aan geluidsblootstelling en de beperkte aanwijzing dat dit schade toebrengt aan benthossoorten (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom, al is dit in beperkte mate. Verschillende studies tonen aan dat typerende bodemsoorten zoals zwaardschede robuust zijn tegen deze verstoring. Schelpdieren in dit deel van de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt in de Noordzee (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). De effecten van vertroebeling worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Er zijn weinig onderbouwde meetreeksen waarbij effecten van de aanleg van een windpark op zee op benthos is gekwantificeerd. Tijdens de bodemberoerende activiteiten tijdens constructiefase wordt een beperkt areaal zachte (zand)bodem vervangen door een harde bodemstructuur van de windturbinezulen en erosiebescherming. Ook worden kabels in de zeebodem aangelegd. De bodemfauna die op deze locaties aanwezig is, zal hierbij vernietigd worden. Het areaal aan bodem dat beïnvloed zal worden in het plangebied is echter verwaarloosbaar ten opzichte van het totale bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Daarnaast zijn de betreffende soorten relatief algemeen en hebben een hoge



populatiegroei, en zijn soorten door OSPAR aangemerkt als bedreigd en/of afnemend niet waargenomen. Dit geldt echter niet voor *Sabellaria*-banken, een kritisch habitat dat mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd, zeker in het geval van alternatief 1 waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij alternatief 2. Daarbij beslaat een *gravity based* fundering een groter oppervlakte dan een *monopile* fundering. Door het mogelijk negatieve effect op *Sabellaria*-banken wordt het effect van habitatdestructie als negatief beoordeeld voor beide scenario's (effectbeoordeling: -).

9.2.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op benthos te verwachten: de windturbinepalen en erosiebescherming zullen naar alle waarschijnlijkheid gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemlevensgemeenschap. Sommige soorten komen nu al voor in het plangebied, maar andere soorten zijn typerend voor hard substraat. De totale soortdiversiteit van het benthos zal waarschijnlijk toenemen, mede door het ontstaan van een intergetijdegebied langs de monopile. Een deel van deze nieuwe substraatgemeenschap kan echter uit exotische soorten komen te bestaan. Exotische soorten kunnen inheemse soorten negatief beïnvloeden. In een windpark komt het overgrote deel van de aangetroffen exoten voor in het intergetijdengebied op de turbine palen (Kerckhof *et al.* 2016). Tot dusverre is (nog) niet aangetoond dat niet-inheemse soorten hier concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Het kan wel zo zijn dat soorten volgens het *steppingstone effect* via windparken in (kust)gebieden komen waar zij niet eerder voorkwamen. Over het algemeen is er sprake van een verrijking van de lokale biodiversiteit van de bodemgemeenschap die weer positieve effecten heeft op andere delen van het ecosysteem (nieuw habitatype, voedsel etc.). Er wordt vanuit gegaan dat er tijdens de operationele fase van het park geen negatieve effecten zullen optreden op benthos. De effecten worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0).

Bodemberoerende visserij in het plangebied wordt uitgesloten. In theorie zal het mogelijk een marginaal positief effect hebben op de zacht substraat benthosgemeenschap in het gebied. Echter, er zijn geen grote veranderingen aangetroffen tussen de situatie voor en na aanleg van OWEZ (Bergman *et al.* 2012) of PAWP (Lock *et al.* 2014, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Ook in de Belgische Noordzee werd respectievelijk 6 en 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond van uitsluiting voor visserij (Degraer *et al.* 2018). Uitsluiting van bodemberoerende visserij tijdens de aanleg- en gebruiksfase kan wel de ontwikkelingen van *Sabellaria*-banken bevorderen. Dit effect is aangetoond in het Verenigd Koninkrijk, waar vóór en na de aanleg van het Thanet Offshore windpark geen nadelig effect werd aangetoond op het areaal aan *Sabellaria*-banken. Er werd zelfs een toename geconstateerd binnen het plangebied (Pearce *et al.* 2014). De huidige onderzoeken tonen tot dusverre aan dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is voor het aanwezige benthos, maar dat het wel kansen biedt voor het behouden en uitbreiden van *Sabellaria*-banken. De twee effecten tegen elkaar opwegend worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0).



Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen door EMFs van windparken te ontkennen al dan niet te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Hutchison *et al.* 2018, Taormina *et al.* 2018, Gill & Desender 2020). Het effect van elektromagnetische velden wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.2.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en erosiebescherming verwijderd. Naar verwachting zal zich een biodiverse harde substraatgemeenschap op deze structuren hebben ontwikkeld. Deze gemeenschap zal grotendeel verloren gaan als de structuren worden verwijderd. Geluidseffecten en effecten van vertroebeling tijdens de verwijderingsfase zullen niet anders van aard zijn dan beschreven tijdens de constructiefase. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat worden als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -) indien vergeleken wordt met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten als neutraal beoordeeld (0).

9.3 Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos

Een samenvatting van de effecten op benthos en vissen zijn weergegeven in tabel 9.3.

Tabel 9.3 Effectbeoordeling van effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos en vissen.

Fase	effecten windpark	vissen		benthos	
		alternatief	alternatief	alternatief	alternatief
		1	2	1	2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-	n.v.t.	0
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering	0/-	0/-	-	0/-
	(habitatdestructie)				
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0/+	0/+	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-	0/-	0/-
	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+	0/+	0/+
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0	0	0

Het totale areaal aan bodemoppervlak dat beïnvloed wordt is verwaarloosbaar ten opzichte van het totale beschikbare bodemareaal in het betreffende deel van de Noordzee. Daarnaast zijn in dit deel van de Noordzee, met uitzondering van *Sabellaria spinulosa*, geen soorten benthos of vissen bekend met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang waardoor verlies aan individuen of leefgebied een significante invloed op de totale populatie kan hebben. Er is dus wel een kans aanwezig dat er *Sabellaria*-banken



in het plangebied aanwezig zijn, en als deze op locaties liggen waar een turbine is gepland of kabels worden gelegd, zullen deze worden vernietigd.

Het heien kan een negatief effect hebben op vissen en benthos. Echter, dit effect vindt maar tijdelijk plaats. Er wordt per dag maar één windturbine geplaatst met een totaal aantal turbines van 50 tot 67 stuks. Wanneer er *gravity based* funderingen worden gebruikt hoeft er niet geheid te worden.

De komst van windturbines zal waarschijnlijk in een positief effect op de totale biodiversiteit van de benthos- en visgemeenschap resulteren, omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht. Zij nemen de rol over van oorspronkelijke natuurlijke riffen, die in de Noordzee zijn verdwenen. Er is tot dusverre nog geen onderzoek dat ook daadwerkelijk aantoont dat benthos- en visgemeenschappen significant toenemen binnen een windpark ten opzichte van referentiegebieden daarbuiten. Wel hebben verschillende onderzoeken aangetoond dat vissoorten waaronder kabeljauw een windpark niet vermijden en binnen een park tot de turbines worden aangetrokken. Over het effect van windparken op elasmobranchen zijn kennisleemtes, maar er zijn waarnemingen van roggen en haaien binnen windparken. De invloed van waargenomen gedragsveranderingen als reactie op EMF bij enkele (experimentele) studies op de soorten is nog onbekend en hiermee niet uit te sluiten.

9.4 Samenvatting effecten op KRM vis- en benthossoorten en habitats

Zoals beschreven in hoofdstuk 2.4, beschrijft de KRM de goede milieutoestand aan de hand van elf elementen, de zogenaamde descriptoren. Daarbij zijn de descriptoren 1 (biodiversiteit) en 6 (integriteit van de bodem) voor de beoordeling van de effecten van een windpark op vis- en benthossoorten het meest relevant. Relevante soorten en habitats conform de KRM die voorkomen in het plangebied en die ook zijn behandeld in voorliggend document zijn de kabeljauw en elasmobranchen (descriptor biodiversiteit), en *Sabellaria*-banken (descriptor integriteit zeebodem). Een samenvatting van de effecten op deze soorten en habitats is weergegeven in tabel 9.4.



Tabel 9.4 Effectbeoordeling van effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op KRM soorten en habitats.

Fase	effecten windpark	kabeljauw		elasmobranchen	
		alternatief	alternatief	alternatief	alternatief
		1	2	1	2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-	n.v.t.	0
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	0	0	0	0
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0/+	0/+	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-	-	-
	- kunstmatig hard substraat	+	+	0/+	0/+
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0	0	0

fase	effecten windpark	Sabellaria-banken	
		alternatief 1	alternatief 2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	-	-
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	+	+
	- EMF door kabels	n.v.t.	n.v.t.
	- kunstmatig hard substraat	0	0
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

Descriptor 1: Biodiversiteit

Kabeljauw en elasmobranchen kunnen, zoals vissen in het algemeen, negatieve effecten ondervinden van het geluid dat bij het heien van monopiles vrijkomt. Recent toonden van der Knaap *et al.* (2022) wel aan dat getagde kabeljauwen het gebied niet verlieten waar een windpark werd aangelegd. De bodemberoerende activiteiten tijdens de aanleg van het windpark, resulterend in plaatselijke habitatdestructie, zullen niet van grote invloed zijn vanwege het mobiele karakter van deze vissoorten en de relatief kleine omvang van de vernietigde habitat ten opzichte van het hele leefgebied van deze soorten. Wanneer het plangebied wordt geëxploiteerd, zou dit door uitsluiting van (bodem)visserij een positief effect kunnen hebben op de vissoorten, zeker voor een belangrijke doelsoort van de visserij op de Noordzee als de kabeljauw. Daarbij is aangetoond dat turbines een aantrekkende werking hebben op vissoorten waaronder de kabeljauw (Lindeboom *et al.* 2011, van Hal *et al.* 2017, Mavraki *et al.* 2021). Ook is waargenomen dat gezenderde juveniele kabeljauwen zich langere tijd ophielden binnen offshore windparken waarmee een kraamkamerfunctie werd aangetoond (Winter *et al.* 2010, Reubens 2011, van Hal *et al.* 2012). De kunstmatige structuren, zoals de turbines maar ook de erosiebescherming, kunnen fungeren als kraam-, schuil- en foerageerhabitat waarbij al verschillende soorten elasmobranchen zijn waargenomen binnen offshore windpark OWEZ (van Hal *et al.* 2012). Over het effect van EMF bij kabels is nog weinig bekend, maar dit zal naar verwachting voornamelijk een effect



hebben op elasmobranchen. Haaien en roggen kunnen deze detecteren en soms door worden aangetrokken. Ten opzichte van de nulsituatie worden de effecten van het verwijderen van het nieuwe habitat als neutraal beoordeeld.

Descriptor 6: Integriteit zeebodem

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op *Sabellaria*-banken zijn niet beschikbaar. *Sabellaria*-banken zijn mogelijk in het plangebied van Ijmuiden Ver aanwezig en zijn, gezien hun niet-mobiele karakter, zeer kwetsbaar voor bodemberoerende activiteiten resulterend in habitatdestructie. Wanneer deze biogene riffen aanwezig zijn op de locatie waar een turbine of kabel wordt geplaatst, zullen deze vernietigd worden. (Lichte) vertroebeling kan een positief effect hebben op *Sabellaria*-banken hebben omdat de wormen gesuspendeerd sediment nodig hebben voor het vormen van de rifstructuur, maar vanwege de tijdelijkheid hiervan is dit te verwaarlozen. Wanneer het windpark eenmaal aanwezig is, worden geen negatieve effecten op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-banken verwacht, en zal het uitsluitel van bodemberoerende visserij naar verwachting tot een positief effect leiden. Over de invloed van EMF op *Sabellaria* is nog niks bekend, maar het EMF van een kabel strekt zich slechts enkele meters uit, het uiteindelijke waarneembare veld is dus enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel. Aangezien een mogelijk aanwezige *Sabellaria*-bank wordt vernietigd bij de aanleg van een kabel is te verwachten dat *Sabellaria*-banken niet noemenswaardig worden blootgesteld aan EMF. *Sabellaria*-banken zijn niet afhankelijk van hard substraat en komen voor op zandbodems; het nieuw aanwezige hard substraat heeft hiermee geen positief effect. Ten opzichte van de nulsituatie worden de effecten van het verwijderen van het windpark als neutraal beoordeeld.



10 Mitigatie

10.1 Vogels en vleermuizen

10.1.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn vanwege constructie van windturbines op zee dan vinden die alleen plaats in de maanden dat er relatief grote aantallen verstoringgevoelige zeevogelsoorten in het gebied aanwezig zijn. Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn. Vanaf juni tot en met september is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringgevoelige soorten (alk en zeekoet) dan elders verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zou 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur, zoals groen of blauw (Poot *et al.* 2008).

10.1.2 Operationele fase

Vogels

Uit hoofdstuk 9 blijkt dat alternatief 2 de minste impact op vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver worden dus geminimaliseerd door een zo klein mogelijk aantal grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Verder heeft het aantal rotorbladen volgens modelberekeningen een evenredig effect op het aantal vogelslachtoffers: een turbine met drie bladen veroorzaakt een derde meer slachtoffers dan een turbine met twee bladen (Bijlage IV).

Onduidelijk is of verdere **inrichtingsmaatregelen** nog effect sorteren op zeevogels, omdat de mate van habitatverlies van verschillende configuraties van windturbines, de stimulus voor habitatverlies, alsook de mate waarin vogels uiteindelijk zullen wennen aan windturbines, nog niet goed bekend zijn. Eerder onderzoek suggereert wel dat de configuratie van het park, en dan met name de aanwezigheid van corridors, gunstig kan uitpakken voor sommige soorten. Aan de oostkust van Engeland bleken groepen ganzen bijvoorbeeld gebruik te maken van een corridor tussen twee opstellingen van windparken (Plonczkier & Simms 2012). Ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar er alleen een enkele rij turbines stond en leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in plaats van langs draaiende turbines (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is echter onbekend wat de minimale breedte van een 'corridor' zou moeten zijn.

Het effect van een **alternatieve vorm** van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In theorie zou een langwerpige



opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico beperken. Langs de kust overheerst de noord-zuid trek. Gezien de ligging van het windenergiegebied IJmuiden Ver speelt de oost-west trek (naar de Britse eilanden) naar verwachting een minder grote rol. Er is onvoldoende bekend om een bepaalde voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren. De onderlinge afstand tussen turbines lijkt uit eerder onderzoek wel van belang voor vermijdingsgedrag van vogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP lijkt naar voren te komen dat in parken met een hoge dichtheid aan turbines een grotere versturende werking wordt gevonden dan in parken waar de turbines verder uit elkaar staan, hoewel ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tiphoogte mogelijk een rol spelen (Leopold *et al.* 2011, 2012, Skov *et al.* 2017).

Op grond van de resultaten van Deense studies in Horns Rev en Nederlandse studies in OWEZ moet worden aangenomen dat het windpark, inclusief een zone van in ieder geval enkele honderden meters eromheen, gemeden zal worden door jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen er zullen blijven komen. Dit beperkte effect sluit inrichtingsalternatieven op detailniveau binnen het windpark uit; alleen op grotere afstand van het windpark kunnen inrichtingsalternatieven wellicht effect sorteren. Effecten van inrichtingsalternatieven als ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de windturbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines op verstoring van zeevogels, zijn onbekend. Op dit moment kan daarom alleen gesteld worden dat een groter habitatverlies vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die dus tot een groter habitatverlies leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn dus relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig (grote) turbines mogelijk weer gunstiger doordat verstoring tussen turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels wel tussendoor durven.

Het **vergroten van de detectiekans van turbines** (oftewel de kans dat vogels de turbines kunnen detecteren) kan leiden tot een vermindering van het aantal aanvaringsslachtoffers. Wel zijn deze soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen. Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op succes wordt geboden door maatregelen als het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. Zo toonden May *et al.* (2020) in Noorwegen aan dat het zwart werven van turbinebladen mogelijk het aantal slachtoffers kan verminderen. Direct licht is waarschijnlijk niet geschikt omdat dit 's nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg heeft.

Voor passerende trekvogels kunnen verschillende inrichtingsalternatieven (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) wel een effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Ook is recent binnen de kaders van het Wozep onderzoeksprogramma gestart met de ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste, ruimschoots van tevoren voorspelde momenten (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer) stilgezet kunnen worden. Er zijn momenteel geen resultaten beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een



basisalternatief zou kunnen betekenen. Bovendien kleven aan diverse maatregelen, zoals verlichting, weer andere nadelen zoals het risico op aantrekking.

Verschillende onderzoeken leveren geen eenduidige conclusie over welk type **turbineverlichting** het best gebruikt kan worden om het aantal aanvaringen met windturbines te verminderen. Uit een experimenteel onderzoek op de Noordzee bleek dat continue (niet-knipperend) rood licht minder nachtelijke trekvogels aantrekt dan continu groen, blauw en wit licht. Ook bleek dat knipperend licht (1s aan, 1s uit) minder vogels aantrekt dan continu licht (Rebke *et al.* 2019). Wel heeft onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek)vogels aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie *et al.* 2009). Daarentegen bleek dat blauw licht nauwelijks verstrend werkt op trekvogels, evenals groen licht; 80% van de vogels vliegt ongestoord verder (Poot *et al.* 2008, Van der Laar 2007). In tegenstelling tot blauw licht is groen licht ook geschikt voor werkomstandigheden en ook voor een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het, in tegenstelling tot de situatie op een gasplatform op zee, alleen om navigatieverlichting en niet (ook) om werkverlichting. Omdat werkverlichting veel sterker is dan navigatieverlichting valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt. Er dient bovendien te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-richtlijnen (IALA 2008) en wensen van het bevoegd gezag. De grootste winst is te behalen door de verlichting op de turbines juist tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker niet gunstig om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Verlichting op (grote) werkschepen kan een probleem zijn als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl de windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Onderzoek wordt gedaan naar **stilstandvoorzieningen** op land tijdens piekmomenten van vogelactiviteit. Op momenten dat veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen (een zogeheten 'reactieve stilstandvoorziening'). Deze techniek wordt in enkele bestaande vergunningen al voorgeschreven, maar staat nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog voornamelijk in testprojecten toegepast. Daarnaast wordt er momenteel binnen het Wozep onderzoeksprogramma gewerkt aan een vogeltrekvoorspelmodel dat als input moet dienen voor een proactieve stilstandvoorziening, waarbij turbines voorafgaand aan voorspelde piekmomenten van vogelactiviteit uitgeschakeld kunnen worden. Door Krijgsveld *et al.* (2015) is een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven de Noordzee en is een inschatting gedaan welk mitigerend effect een goedwerkende stilstand voorziening zou kunnen hebben. Uit deze analyse bleek dat trekpieken op rotorhoogte tijdens relatief weinig nachten per jaar voorkomen (gem. 10 nachten per jaar waarop meer dan 1,5% van de jaarlijkse flux doortrekt). Tijdens deze tien nachten komen gemiddeld 7 vogels per turbine per jaar in aanraking met turbines. Daarnaast hebben Krijgsveld *et al.* (2015) bepaald dat het gericht uitzetten van turbines tijdens trekpieken op 1,3% van de tijd (alle uren met meer dan 250 doortrekkende vogels per km per uur ~ een totaal van 109 uur per jaar) een 11% reductie in het totaal aantal aanvaringslachtoffers kan opleveren. Verder kan het Wozep



voorspelmodel mogelijk niet alleen een temporele differentiatie maar ook een ruimtelijke differentiatie in het voorkomen van pieknachten in de vogeltrek bieden. De eerste resultaten van dit onderzoek laten namelijk zien dat de herkomst van trekvogels boven de Noordzee afhankelijk is van windrichting en tijd van het jaar (Bradarić *et al.* 2020). Zodoende zouden bij bepaalde omstandigheden windparken gericht stilgezet kunnen worden waar de trekpieken verwacht worden.

Het positieve effect van stilstaande turbines kan ook bereikt worden door slim **plannen van onderhoudswerkzaamheden**. Naast reparatiewerkzaamheden moeten de turbines jaarlijks onderhouden worden wat vooraf ingepland kan worden. Door dit in de vroege zomer in te plannen, wanneer de weersomstandigheden voor onderhoud gunstig zijn en relatief weinig opbrengstverlies is door lage windsnelheden, kunnen tegelijkertijd de hoge aantallen aanvaringslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen verminderd worden.

Samenvattend zijn er diverse mogelijkheden om effecten van windturbine(parken) op vogels te beperken, met name in het geval van het beperken van aantallen aanvaringslachtoffers (aantallen en grootte van turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Van grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen (zowel lokale vogels (broedend en niet-broedend) als vogels op seizoenstrek) is de grootte en snelheid van de rotoren. Grotere, en daarmee minder, turbines, veroorzaken in totaal minder slachtoffers. Aanpassingen aan de werkingstijd van turbines ('temporary shutdown') in combinatie met een detectiesysteem van verhoogde vogelactiviteit op rotorhoogte ('early-warning stopping mechanism') bieden mogelijk ook kansen voor mitigatie van aanvaringseffecten tijdens piekmomenten van trek (Krijgsveld *et al.* 2015, May *et al.* 2015). Een voorbeeld hiervan is de recente ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste momenten, die ruimschoots van tevoren worden voorspeld (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer), stilgezet kunnen worden.

Verder zijn er diverse maatregelen mogelijk om de detectiekans te vergroten, maar deze zijn soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May *et al.* 2015). Hierbij kan worden gedacht aan verschillende typen stimuli die een reactie teweeg kunnen brengen bij vogels. De frequentie en intensiteit moeten echter dermate onderscheidend zijn dat geen gewenning optreedt. De grootste kans op succes van deze maatregelen heeft het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen.

Vleermuizen

De beste methode om het aantal aanvaringslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn (Smallwood & Bell 2020). Het is aangetoond dat het verlagen van de draaisnelheid tot 1 - 2 rpm bij windsnelheden beneden de 5 m/s de vleermuissterfte met 44 - 93% kan verminderen (Baerwald *et al.* 2009). In offshore windparken is de effectiviteit naar verwachting wat lager dan op land omdat vleermuizen gemiddeld genomen bij iets hogere windsnelheid aanwezig zijn.



Aanvankelijk werd voor de windparken op zee de volgende stilstandvoorziening voor vleermuizen voorgeschreven (<http://wetten.overheid.nl/BWBR0037802/2017-11-08>):

“... Daarom is gekozen voor een maatregel waar de cut-in windspeed van de turbines wordt verhoogd naar 5,0 m/s op ashoogte gedurende de periode van 15 augustus tot en met 30 september tussen 1 uur na zonsondergang tot 2 uur voor zonsopkomst. Beneden deze windsnelheid moet het aantal rotaties per minuut per windturbine tot minder dan 1 worden gebracht.”

Boonman (2018) liet zien dat deze stilstandvoorziening niet optimaal is omdat een belangrijk deel van de vleermuisactiviteit bij windsnelheden boven de 5 m/s plaatsvindt (uitgaande van windsnelheid op gondelhoogte). Voor de offshore windparken is een stilstandvoorziening berekend op basis van de gemeten vleermuisactiviteit in windparken dichtbij de kust (PAWP, OWEZ, LUD), weergegevens en draaisnelheid van rotorbladen (Boonman 2018). In deze stilstandvoorziening wordt bijvoorbeeld rekening gehouden met het gegeven dat de kans op vleermuisactiviteit gedurende de najaarstrek veel hoger is bij oostenwind dan bij westenwind. Een hogere startwindsnelheid dan 5 m/s is daarom voorgesteld bij wind uit oostelijke richting wanneer de temperatuur boven de 11 graden ligt. De optimale stilstandvoorziening is uiteengezet door Boonman (2018). Deze stilstandvoorziening verlaagt de kans op slachtoffers met naar schatting 40% zonder dat dit tot extra energieverlies zal leiden ten opzichte van de ‘oude’ stilstandvoorziening.

Omdat de vleermuisactiviteit verder op zee naar verwachting afwijkt van de locaties dichtbij de kust heeft RWS Zee en Delta besloten om voor IJmuiden Ver een nieuwe stilstandvoorziening te bepalen. Deze stilstandvoorziening zal gebaseerd worden op metingen van de vleermuisactiviteit ver op zee (o.a. platforms K13, P6, P9, P11). Uitgangspunt is vooralsnog dat deze stilstandvoorziening dezelfde reductie van het aantal slachtoffers teweeg zal brengen (40%). De stilstandvoorziening zal naar verwachting eind 2022 beschikbaar komen.

10.1.3 Verwijderingsfase

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringgevoelige soorten zeevogels hoog zijn, dus in najaar, winter en vroege voorjaar. Daarnaast kan wellicht een methode van slopen gevonden worden die relatief weinig geluid produceert of waarmee snel de klus geklaard kan worden. Tevens is het van belang om net als tijdens de aanlegfase het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting toe te passen en van een ‘vogelvriendelijke’ kleur (zie §10.1.2).



10.2 Vissen en benthos

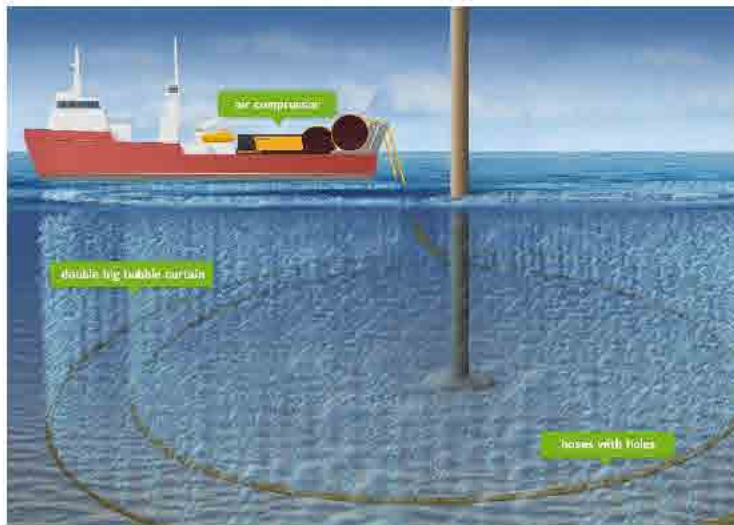
10.2.1 Constructiefase

Onderwatergeluidreductie

Een mogelijkheid om de impact van onderwatergeluid te reduceren is het invoeren van een zogenaamde *soft start* procedure. Hierbij wordt tijdens het heien in eerste instantie rustig gestart met een lage heien-energie en -frequentie, bijvoorbeeld op 20% van het heiveermogen. Dit vermogen kan gedurende de werkzaamheden stapsgewijs worden opgevoerd (Heinis 2018, GoBe Consultants 2019). Deze procedure geeft mobiele soorten waaronder vissen de kans om zich van de geluidsbron af te verplaatsen. Het inzetten van Acoustic Deterrent Devices (ADD) wordt vooralsnog alleen gebruikt om zeezoogdieren op afstand te houden van bijvoorbeeld visnetten en constructiewerkzaamheden.

Een methode om onderwatergeluid tijdens het heien te reduceren kan bereikt worden door de inzet van geluiddempende systemen. Het inzetten van een bubbelgordijn is al een beproefde methode in de offshore windenergie, die onder andere al werd ingezet bij de aanleg van Borssele Alpha (Wilbers 2018). Het bubbelgordijn vormt een geluidsisolatie doordat de bubbels de snelheid en intensiteit van het geluid verminderen. Hierbij worden een of twee bubbelslangen op de bodem rondom de heilocatie geplaatst. Vanaf een schip wordt er vervolgens lucht door middel van compressoren door de geperforeerde slangen geblazen waardoor er een gordijn aan bubbels om de heilocatie ontstaat (figuur 10.1).

Het concept van 'vibro piling' om monopile-funderingen in de zeebodem te drijven, is in potentie een opkomende mogelijkheid om het installeren van windturbines milieuvriendelijker te maken dan conventioneel heien. Het is al gebruikt in de offshore olie- en gasindustrie en bij 1-2 projecten in de offshore windindustrie, zoals het Kaskasi offshore windpark in Duitsland. Het idee hierachter is dat de monopiles door trillingen in het sediment gebracht worden in plaats van heien. Dit kan in vele gevallen echter maar tot een bepaalde diepte, het laatste gedeelte moet alsnog geheid worden, en dit is het gedeelte van het heien dat het meeste geluid produceert. Bovendien kunnen vissen ook negatief beïnvloed worden door de trillingen. Mogelijk wegen de voordelen van vibro piling voor vissen zwaarder dan de nadelen, maar dit moet nog nader onderzocht worden.



Figuur 10.1 Illustratie van een dubbel bubbeltordijn rondom een windturbine. Bron: Tennet.

Sabellaria-banken

Een effect van de constructie van het windpark op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-banken in het plangebied is niet op voorhand uit te sluiten. Een passende maatregel om dit mogelijke effect te mitigeren is het vooraf uitvoeren van een monitoring op de exacte locaties waar de windturbines geplaatst gaan worden en kabels worden gelegd. Met behulp van bijvoorbeeld een ROV of Multibeam sonar kan een bodemkartering uitgevoerd worden om in beeld te brengen of er *Sabellaria*-banken aanwezig zijn op deze specifieke locaties (figuur 10.2). Hierbij kan prioriteit worden gegeven aan locaties die in de diepere delen tussen de zandribbels liggen omdat op dergelijke locaties ook de drie *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank zijn aangetroffen. Wanneer *Sabellaria*-banken ook daadwerkelijk aanwezig zijn kan overwogen worden de turbinelocatie enkele meters te verplaatsen of de *Sabellaria*-bank te verplaatsen. Franzitta *et al.* (2022) hebben al een succesvolle kleinschalige transplantatie van *Sabellaria* uitgevoerd.



Figuur 10.2 ROV opnames van een *Sabellaria*-bank op de Bruine Bank. Bron: Oceana.



10.2.2 Verwijderingsfase

Op de windturbinepalen en erosiebescherming zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap ontwikkelen die uit een hoog aantal benthos- en vissoorten bestaat. Deze gemeenschap gaat (deels) verloren indien de windturbinepalen en erosiebescherming worden verwijderd. Voor het verwijderen van de windturbinepalen zullen waarschijnlijk geen alternatieven bestaan. Voor de erosiebescherming kunnen mogelijk wel alternatieve materialen worden gebruikt die voldoende sterk zijn voor een beschermende functie tijdens de operationele fase van het windpark maar op termijn op natuurlijke wijze afbreken. Er zijn bijvoorbeeld recent innovaties ontwikkeld in biologische afbreekbare betonstructuren. Mits vergund kunnen dergelijke materialen na de operationele fase worden achtergelaten en een langdurige functie hebben voor de aanwezige benthos- en visgemeenschap. De afbraak en integratie van het materiaal zal geleidelijk gaan waardoor de aanwezige gemeenschap zich kan aanpassen of kan herstellen (bijv. meegroeiende schelpdierbanken).



11 Cumulatieve effecten

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark. In dit hoofdstuk worden deze cumulatieve effecten besproken.

In het verleden werd op basis van het werkdocument 'Wat telt mee voor Cumulatie' (Bugter *et al.* 2007) een inventarisatie gemaakt van de relevante activiteiten op de Noordzee die volgens de handreiking in ieder geval in de beoordeling van cumulatieve effecten op beschermde natuurwaarden moesten worden meegenomen. Hieronder vielen bijvoorbeeld bestaande windparken, vergunde windparken, aanleg van de Tweede Maasvlakte, mosselzaadvanginstallaties, mijnbouw op zee (olie- en gaswinning, CO₂-opslag), kabels en pijpleidingen, zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, militaire activiteiten en oefeningen en munitiestortgebieden, scheepvaart (recreatievaart, bestemmingsverkeer, ankergebieden, clearways, scheepvaartroutes), beroeps- en sportvisserij, luchtverkeer inclusief helikopteroperaties, telecommunicatie en recreatie en toerisme op zee. Uitdrukkelijk maken ontwikkelingen op land geen deel uit van de bepaling van cumulatieve effecten in geval van infrastructurele ingrepen op de Noordzee.

Een flink aantal van bovenstaande activiteiten is niet MER-plichtig en effecten zijn niet gekwantificeerd. Van een aantal van deze activiteiten is van tevoren echter al vast te stellen dat de effecten te verwaarlozen zijn als het gaat om cumulatie met windparken op zee. Door uiteenlopende oorzaken (vermijding door zichtbaarheid, klein ruimtebeslag) zijn effecten op vogels en vleermuizen door aanvaringen en barrièrewerking voor de meeste bovenstaande activiteiten uit te sluiten, uitgezonderd voor de bestaande, vergunde en geplande windparken. Daarnaast zorgen enkele activiteiten voor verstoring van vogels, maar in de meeste gevallen is deze verstoring tijdelijk van aard en is het habitatverlies verwaarloosbaar. Intensieve scheepvaart langs vaste routes zorgt wel voor habitatverlies van relevante mate van bepaalde gebieden.

In het KEC 1 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2014, Van der Wal *et al.* 2015) dat later geactualiseerd werd naar het KEC 3 (Rijkswaterstaat 2019), met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen



turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringsgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 80 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 1.0 gebruikt (Rijkswaterstaat 2015), met actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek *et al.* 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek *et al.* 2022b). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

11.1 Vogels

De geschatte aantallen slachtoffers zoals vermeld in hoofdstuk 9 zijn vergeleken met de eerdere schattingen binnen KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b).

Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat binnen KEC 4.0 alle vier de kavels voor IJmuiden Ver samengenomen zijn, terwijl voorliggend rapport enkel Kavel I en II behandelt. Bovendien zijn binnen KEC 4.0 soorten gegroepeerd als 'gevoelig voor aanvaringen' en/of 'gevoelig voor habitatverlies', op basis waarvan de grootste effecten verwacht worden. Het doel van voorliggende berekeningen was om voor elke soort een schatting van het totaaleffect van kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver weer te geven en daarom zijn voor alle soorten de aantallen slachtoffers als gevolg van beide oorzaken gezamenlijk doorgerekend.

11.1.1 Zeevogelsoorten

Tabel 11.1 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers binnen onze doorrekening voor Kavel I en II zich verhoudt tot de schattingen voor Kavels I t/m IV binnen KEC 4.0.

Hieruit blijkt dat voor **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw** en **noordse stormvogel** het geschatte aantal slachtoffers voor Kavel I en II (voor minimaal 1 alternatief) hoger is dan de gebruikte indicatieve schatting binnen KEC 4.0 voor Kavels I t/m IV. In



geval van noordse stormvogel gaat het om een relatief laag aantal slachtoffers, wat bij een afwijking van enkele slachtoffers resulteert in een groot relatief (procentueel) verschil. Voor de andere soorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II rond de 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV, of lager.

Binnen KEC 4.0 zijn de geschatte effecten op populatieniveau getoetst met behulp van de ALI-drempelwaarde (Potiek *et al.* 2022a, b). Hierbij werd de drempelwaarde overschreden voor zowel het nationale scenario tot 2030 als het internationale scenario voor **jan-van-gent** en **zilverbmeeuw**.

Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidig geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen. Vervolgens zijn er populatiemodellen gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en voor soorten waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten: **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw**, **noordse stormvogel**, **jan-van-gent** en **zilverbmeeuw**. Bovendien blijkt uit de Soortenbijlage van het MER dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidig geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen. Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0 standhouden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden.

Voor de populatiemodellen is het nodig om de populatiegrootte te definiëren. Dit kan gedaan worden aan de hand van dichtheidskaarten. Binnen KEC 4.0 zijn twee verschillende dichtheidskaarten gebruikt. De dichtheden binnen het NCP zijn bepaald op basis van MWTL-data, maar voor een kortere periode. De dichtheden buiten het NCP zijn daarentegen gebaseerd op ESAS-tellingen. Voor dit project zijn de gebruikte populatiegroottes gelijk gehouden aan het KEC 4.0.

Voor jan-van-gent en zilverbmeeuw zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de jan-van-gent een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn. Voor zilverbmeeuw betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart. Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment. Deze nieuwe dichtheidskaart is alleen het NCP ontwikkeld, terwijl voor de cumulatieve impact assessment ook internationale windparken meegenomen moeten worden. Daarom zijn de slachtoffergetallen van Nederlandse windparken gebaseerd op de geüpdatet dichtheidskaart en voor de internationale windparken op de slachtofferaantallen uit het KEC 4.0.



Tabel 11.1 *Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden.*

soort	huidige doorrekening kavel I + II						KEC 4.0 doorrekening IJmuiden Ver kavel I t/m IV			verhouding huidige doorrekening versus KEC 4.0	
	alternatief 1			alternatief 2			aanvaringen	habitatverlies	totaal	alternatief 1	alternatief 2
aanvaringen	habitatverlies	totaal	aanvaringen	habitatverlies	totaal	alternatief 1					
jan-van-gent	110	5	115	82	5	87	219	6	225	51%	39%
kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

11.1.2 Populatiemodellen

In deze paragraaf worden voor elke genoemde soort in tabelvorm de belangrijkste resultaten weergegeven voor zowel alternatief 1 als alternatief 2. Hierin staan de (fractie) additionele sterfte en de populatiegroeisnelheid voor elk scenario weergegeven (null scenario = zonder windparken; Basic_2030 = Nederlandse windparkontwikkeling volgens Routekaart 2030; Internationaal = internationale windparken in de zuidelijke Noordzee naar verwachting operationeel in 2027, het jaar dat IJmuiden Ver in bedrijf genomen zou worden). Daarnaast wordt voor elk scenario aangegeven of de ALI-drempelwaarde wordt overschreden. Hierbij worden de eerder door LNV vastgestelde voorlopige normen getoetst. Voor elke soort is een maximale populatie-afname vastgesteld. Binnen deze aanpak wordt getoetst of de kans op een dergelijke populatie-afname als gevolg van de impact een bepaalde soortspecifieke kans overschrijdt. In de tabellen wordt dit weergegeven in de kolommen 'causaliteitskans' (kans op overschrijding a.g.v. impact) en 'ALI-overschrijding' (TRUE voor overschrijding, FALSE voor geen overschrijding).

Wanneer sprake is van overschrijding van de drempelwaarde, rapporteren we een figuur met de verdeling van populatie groeisnelheden. Hierin wordt weergegeven hoeveel de verdeling van populatiegroeisnelheden maximaal mag verschuiven voordat de ALI-



drempelwaarde wordt overschreden. Daarnaast worden de daadwerkelijke verschuivingen per scenario weergegeven. Dit geeft een indruk van hoe groot de overschrijding is.

Kleine mantelmeeuw

Tabel 11.2 Resultaten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

scenario	oorzaak additionele sterfte	cumulatief aantal slachtoffers	max. aanwezigheid	fractie sterfte	populatie groeisnelheid	causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.983	0	
Basic_2030	Aanvaringen	98	20553	0.005	0.978	0.176	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	7	20553	0.000	0.983	0.021	FALSE
Basic_2030	Totaal	104	20553	0.005	0.978	0.172	FALSE
International	Aanvaringen	363	75351	0.005	0.978	0.173	FALSE
International	Habitatverlies*	6	75351	0.000	0.983	0.012	FALSE
International	Totaal	369	75351	0.005	0.978	0.171	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.983	0	
Basic_2030	Aanvaringen	97	20553	0.005	0.978	0.169	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	7	20553	0.000	0.983	0.021	FALSE
Basic_2030	Totaal	103	20553	0.005	0.978	0.174	FALSE
International	Aanvaringen	362	75351	0.005	0.978	0.17	FALSE
International	Habitatverlies*	6	75351	0.000	0.983	0.009	FALSE
International	Totaal	368	75351	0.005	0.978	0.17	FALSE



Drieteenmeeuw

Tabel 11.3 Resultaten populatiemodel voor drieteenmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.951	0	
Basic_2030	Aanvaringen	174	78922	0.002	0.949	0.037	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	18	78922	0.000	0.951	0.001	FALSE
Basic_2030	Totaal	191	78922	0.002	0.948	0.046	FALSE
International	Aanvaringen	920	444164	0.002	0.949	0.033	FALSE
International	Habitatverlies*	17	444164	0.000	0.951	0	FALSE
International	Totaal	936	444164	0.002	0.949	0.037	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.952	0	
Basic_2030	Aanvaringen	167	78922	0.002	0.949	0.045	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	18	78922	0.000	0.951	0.004	FALSE
Basic_2030	Totaal	184	78922	0.002	0.949	0.046	FALSE
International	Aanvaringen	913	444164	0.002	0.949	0.043	FALSE
International	Habitatverlies*	17	444164	0.000	0.951	0.009	FALSE
International	Totaal	929	444164	0.002	0.949	0.04	FALSE



Noordse stormvogel

Tabel 11.4 Resultaten populatiemodel voor noordse stormvogel voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor habitatverlies. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van aanvaringen beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van aanvaringen alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				1.003	0	
Basic_2030	Aanvaringen*	1	50376	0.000	1.003	0	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies	24	50376	0.000	1.002	0.016	FALSE
Basic_2030	Totaal	24	50376	0.000	1.003	0.004	FALSE
International	Aanvaringen*	1	368439	0.000	1.003	0.003	FALSE
International	Habitatverlies	183	368439	0.000	1.003	0.013	FALSE
International	Totaal	184	368439	0.000	1.003	0.01	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				1.003	0	
Basic_2030	Aanvaringen*	1	50376	0.000	1.004	0	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies	24	50376	0.000	1.003	0.008	FALSE
Basic_2030	Totaal	24	50376	0.000	1.003	0.009	FALSE
International	Aanvaringen*	1	368439	0.000	1.003	0.002	FALSE
International	Habitatverlies	183	368439	0.000	1.003	0.008	FALSE
International	Totaal	183	368439	0.000	1.003	0.008	FALSE



Jan-van-gent

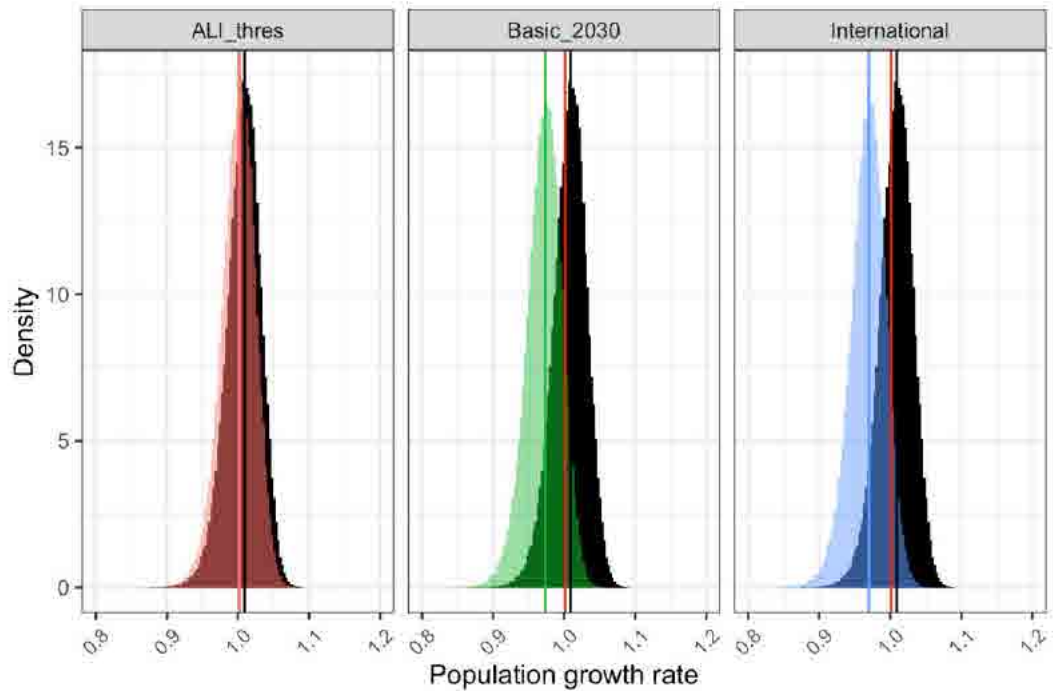
Tabel 11.5 Resultaten populatiemodel voor Jan-van-gent voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. Deze soort is binnen het KEC aangewezen als zowel 'gevoelig voor aanvaringen' als 'gevoelig voor habitatverlies'. Voor deze soort zijn daarom zowel de berekeningen van aanvaringen als habitatverlies in cumulatie met andere relevante windparken.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	1014	31859	0.031	0.975	0.572	TRUE
Basic_2030	Habitatverlies	41	31859	0.001	1.008	0.059	FALSE
Basic_2030	Totaal	1054	31859	0.033	0.973	0.578	TRUE
International	Aanvaringen	5629	162868	0.034	0.972	0.585	TRUE
International	Habitatverlies	254	162868	0.002	1.007	0.072	FALSE
International	Totaal	5883	162868	0.036	0.97	0.59	TRUE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	958	31859	0.030	0.976	0.568	TRUE
Basic_2030	Habitatverlies	41	31859	0.001	1.008	0.057	FALSE
Basic_2030	Totaal	998	31859	0.031	0.975	0.574	TRUE
International	Aanvaringen	5573	162868	0.034	0.972	0.588	TRUE
International	Habitatverlies	254	162868	0.002	1.007	0.063	FALSE
International	Totaal	5827	162868	0.035	0.97	0.592	TRUE



Figuur 11.1 Verdelingen uitkomsten scenario's met totaal aantal slachtoffers voor jan-van-gent in vergelijking met de drempelwaarde voor alternatief 1. De zwarte verdelingen geven het null scenario (zonder impact). De linker figuur geeft aan hoe ver de verdeling van populatiegroeisnelheid maximaal mag verschuiven volgens de ALI-drempelwaarde. De middelste en rechter figuur geven de gemodelleerde verschuiving op basis van het totaal aantal geschatte slachtoffers voor het nationale scenario (Basic_2030, groen) en het internationale scenario (International, blauw). De figuur voor alternatief 2 is vrijwel gelijk maar omdat voor alternatief 1 het totaal aantal slachtoffers iets hoger ligt, wordt alleen alternatief 1 weergegeven.



Zilvermeeuw

Tabel 11.6 Resultaten populatiemodel voor zilvermeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.95	0	
Basic_2030	Aanvaringen	121	19487	0.006	0.948	0.078	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	4	19487	0.000	0.95	0.005	FALSE
Basic_2030	Totaal	124	19487	0.006	0.947	0.079	FALSE
International	Aanvaringen	448	124965	0.004	0.949	0.049	FALSE
International	Habitatverlies*	5	124965	0.000	0.95	0	FALSE
International	Totaal	452	124965	0.004	0.949	0.048	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.951	0	
Basic_2030	Aanvaringen	117	19487	0.006	0.947	0.084	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	4	19487	0.000	0.95	0.011	FALSE
Basic_2030	Totaal	120	19487	0.006	0.947	0.085	FALSE
International	Aanvaringen	444	124965	0.004	0.949	0.051	FALSE
International	Habitatverlies*	5	124965	0.000	0.95	0.004	FALSE
International	Totaal	448	124965	0.004	0.949	0.047	FALSE



Dwergmeeuw

Tabel 11.6 Resultaten populatiemodel voor dwergmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	65	57833	0.001	1.008	0.019	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	9	57833	0.000	1.008	0.011	FALSE
Basic_2030	Totaal	74	57833	0.001	1.007	0.031	FALSE
International	Aanvaringen	120	55817	0.002	1.007	0.049	FALSE
International	Habitatverlies*	7	55817	0.000	1.008	0.007	FALSE
International	Totaal	127	55817	0.002	1.006	0.058	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.008	0	
Basic_2030	Aanvaringen	63	57833	0.001	1.007	0.015	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	9	57833	0.000	1.008	0	FALSE
Basic_2030	Totaal	72	57833	0.001	1.007	0.03	FALSE
International	Aanvaringen	118	55817	0.002	1.007	0.043	FALSE
International	Habitatverlies*	7	55817	0.000	1.008	0	FALSE
International	Totaal	125	55817	0.002	1.006	0.051	FALSE



Grote mantelmeeuw

Tabel 11.7 Resultaten populatiemodel voor grote mantelmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.948	0	
Basic_2030	Aanvaringen	364	16264	0.022	0.929	0.364	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	3	16264	0.000	0.948	0.005	FALSE
Basic_2030	Totaal	367	16264	0.022	0.929	0.365	FALSE
International	Aanvaringen	1605	92417	0.017	0.933	0.307	FALSE
International	Habitatverlies*	3	92417	0.000	0.948	0.000	FALSE
International	Totaal	1608	92417	0.017	0.933	0.305	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.948	0	
Basic_2030	Aanvaringen	353	16264	0.022	0.929	0.356	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	3	16264	0.000	0.948	0.014	FALSE
Basic_2030	Totaal	356	16264	0.022	0.929	0.362	FALSE
International	Aanvaringen	1595	92417	0.017	0.933	0.306	FALSE
International	Habitatverlies*	3	92417	0.000	0.948	0.001	FALSE
International	Totaal	1598	92417	0.017	0.933	0.306	FALSE



Conclusies cumulatieve impact vogels

Onder de aanname dat voor Kavel III en Kavel IV het aantal slachtoffers vergelijkbaar is met die van Kavels I en II, wordt het aantal geschatte slachtoffers voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw en noordse stormvogel hoger dan de eerdere schatting binnen KEC 4.0. Voor deze soorten zijn daarom de cumulatieve effecten opnieuw op populatieniveau doorgerekend, waarbij de eerdere schattingen voor IJmuiden Ver zijn vervangen door de nieuwe schattingen. Daarnaast zijn de berekeningen voor jan-van-gent en zilvermeeuw opnieuw gedaan, aangezien voor deze soorten de drempelwaarde werd overschreden binnen KEC 4.0. Verder zijn de effecten voor grote mantelmeeuw doorgerekend, aangezien voor deze soort de 1% norm werd overschreden.

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor jan-van-gent wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven wel overschreden, net zoals binnen KEC 4.0. Voor zilvermeeuw wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Dit kan deels komen door het lagere aantal slachtoffers, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden, met uitzondering van de jan-van-gent.

11.1.3 Trekvogels

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR)



van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek *et al.* 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

11.1.4 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken (zie §6.1.2). Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

In een cumulatiestudie hoeft alleen rekening te worden gehouden met projecten waarvoor een vergunning in het kader van de Wnb is afgegeven en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd². Daarnaast hoeft ook alleen gecumuleerd te worden met projecten die eenzelfde 'type' effect sorteren op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen waar het te toetsen project ook een effect op heeft (Heijligers 2014). Op basis van de gemiddeld maximale foerageer afstand kunnen kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee naast windenergiegebied IJmuiden Ver ook slachtoffer worden in Britse, Duitse en andere Nederlandse windparken. In onze cumulatieve berekening hebben we van deze windparken de gegunde maar nog niet operationele windparken (cf. KEC 4.0) meegenomen. Verder zijn ook windparken meegenomen die al gerealiseerd zijn na 2018 (in het geval van Duinen en Lage Land Texel en Waddenzee) of na 2020 (in het geval van Duinen Vlieland). Dit zijn de laatste jaargetallen dat broedgegevens van kleine mantelmeeuwen uit de betreffende kolonies beschikbaar waren voor voorliggende beoordeling (cf. Raad van State uitspraak 201304768/1/R2¹³). Zie een overzicht van alle windparken geselecteerd voor de cumulatieve beoordeling in tabel 11.7.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022b). Zodoende kan, zoals beschreven in §5.1, het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en

² Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2

³ Paragraaf 38.2. met verw. zing naar rechtsoverweging 10.2 van de uitspraak van 30 oktober 2013 met zaak nrs. 201203812/1/R2 en 201203820/1/R2,



habitatverlies berekend worden voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (tabel 6.3).

Tabel 11.7 Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies. Voor de slachtofferaantallen van Ijmuiden Ver Kavel I en II en de berekening van additionele sterfte, zie §8.2.2. De slachtofferaantallen van de overige windparken zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.

	Duinen en L. L. Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub - THREE	1	-	0
EnBW He Dreih	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Totaalaantal	6	1	3
Ijmuiden Ver I - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,48%	0,15%	0,08%
Ijmuiden Ver I - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,48%	0,15%	0,08%
Ijmuiden Ver II - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%
Ijmuiden Ver II - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%

Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel betreft voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II 7 slachtoffers. Deze aantallen komen neer op een additionele sterfte van respectievelijk 0,48% en 0,47% van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel I en II. Daarnaast betreft het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen Vlieland voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II respectievelijk 1 slachtoffer, wat op een additionele sterfte van



respectievelijk 0,15% en 0,14% van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel I en II betekent. Tot slot vallen onder kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Waddenzee voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II respectievelijk 3 slachtoffers, wat in alle gevallen leidt tot een additionele sterfte van 0,08% van de natuurlijke sterfte. Dit houdt in dat de effecten in alle gevallen minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de soort bedragen en volgens het ORNIS-criterium is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor dus ook geen aantasting van de staat van instandhouding van de soort. Op basis hiervan concluderen we dat significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee met zekerheid zijn uit te sluiten.

11.1.5 Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

In voorgaande hoofdstukken is geconcludeerd dat in windenergiegebied IJmuiden Ver onder niet-broedvogels slachtoffers zullen vallen. Significante negatieve effecten als gevolg van habitatverlies zijn uitgesloten. Dit is ook ondersteund door de cumulatieve effectbepalingen van habitatverlies die zijn uitgevoerd door Soudijn *et al.* (2022) in KEC 4.0. Significante negatieve effecten als gevolg van aanvaringen konden niet uitgesloten worden (zie § 8.2.3).

Wanneer de effecten als gevolg van aanvaringen door alle geplande windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee tot 2030 in cumulatie bekeken worden, dan zijn voor de meeste soorten geen significant negatieve effecten berekend op de Noordzee populatie (zie § 11.1.2). Voor jan-van-gent is in cumulatie de ALI wel overschreden, al in de referentiesituatie van de Routekaart 2030 windparken. Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel. Voor de jan-van-gent wordt de ALI drempelwaarde *wel* overschreden en zijn significante negatieve effecten op soortniveau niet uitgesloten. Volgens de gehanteerde aannames over de nomadische levenswijze van deze soort zijn lokale effecten in Natura 2000-gebieden daarom ook niet uitgesloten.

Omdat significante negatieve effecten op soortniveau voor de jan-van-gent niet uitgesloten zijn, zal de bovengenoemde rederatie gelden voor alle andere Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee die aangewezen zijn voor deze soorten als niet-broedvogel. Deze Natura 2000-gebieden zijn de Bruine Bank, Seevogelschutzgebiet Helgoland, SPA Östliche Deutsche Bucht en Sydligte Nordsø voor de jan-van-gent.

11.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan



deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn, is niet goed bekend. De ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gemaakt in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de Potential Biological Removal (PBR) van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Dit is een methode waarmee een inschatting gemaakt kan worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden. Deze PBR-waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curve en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot een PBR-waarde van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden (Rijkswaterstaat 2015).

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populatie, nemen we bestaande of vergunde windparken mee in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2022 zou het aantal turbines in de zuidelijke Noordzee t/m IJmuiden Ver in 2027 op 7.169 uitkomen (cf. Potiek *et al.* 2022b). Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuislachtoffer zal vallen (zie § 5.3.1), kan cumulatief ook met 7.169 vleermuislachtoffers per jaar worden gerekend. Van het totaal aantal vleermuizen in de zuidelijke Noordzee wordt het aandeel ruige dwergvleermuizen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 2,6% (Rijkswaterstaat 2015). Daarmee kunnen de jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen op 6.861 en onder rosse vleermuizen op 186 dieren worden geschat. Door toepassing van een stilstandvoorziening (hoofdstuk 10.2) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd (Boonman 2018). Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 4.109 dieren, ruim boven de PBR van 1.905 dieren, en onder rosse vleermuizen op 112 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren.

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015, Leopold *et al.* 2020). Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het *worst case*-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. Belangrijke kanttekening hierbij is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.



11.3 Vissen

De aanwezigheid van windturbines en erosiebescherming kunnen (op termijn), wanneer ze in steeds grotere getalen aanwezig zijn, veranderingen in stroming, stratificatie en primaire productie teweegbrengen (Williamson *et al* 2019, Dorrell *et al* 2021). Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark, zoals effecten door vertroebeling, veranderende hydrodynamiek en sedimentatie of stratificatie, zijn modelstudies ontwikkeld (Boon *et al.* 2018, Zijl *et al.* 2021). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee significante effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen. Benadrukt wordt echter ook dat deze modellen op dit moment uitsluitend als onderzoeksinstrumenten te beschouwen zijn. De modelresultaten zijn op dit moment niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat in de toekomst zal gebeuren en er kunnen daarom geen juridische consequenties aan deze uitkomsten verbonden worden. Derhalve zijn significante positieve of negatieve effecten vooralsnog niet uit te sluiten. Daarbij is in deze modelstudies ook al rekening gehouden met windparken die verder in de toekomst voornemens worden aangelegd en niet slechts de windparken die tot IJmuiden Ver in de ontwikkelfase zijn.

Wanneer deze (a)biotische veranderingen optreden heeft dit een doorwerking op de verspreiding van vissen die zich voeden met (dierlijk)plankton, en soorten in de trofische niveaus daarboven (zoals piscivore vissen, vogels en zeezoogdieren). Dit zou bijvoorbeeld in het geval van de zandspiering kunnen optreden, die rondom bestaande windparken in grote aantallen aanwezig kan zijn (Leewis & Klink 2017) en ook in grote getalen nabij het plangebied zijn waargenomen (hoofdstuk 7.2). Ook de verspreiding van andere pelagische vissoorten die veelvuldig in het plangebied zijn aangetroffen zoals sprot en haring kan veranderen wat een doorwerking heeft op soorten hoger in voedselketen (zoals vogels en zeezoogdieren). Dergelijke effecten moeten in toekomstig onderzoek bevestigd worden.

Omdat effecten van EMF-straling op vissoorten niet goed zijn onderzocht, kan ook niet met zekerheid worden uitgesloten dat dit uitbreidende netwerk van kabels in de Noordzee een negatief effect gaat hebben op vissen. Lopende studies moeten in de toekomst meer kennis genereren waarbij het noodzakelijk is om deze effecten grondig te monitoren.

11.4 Benthos

Naarmate meer (of grotere) windparken op zee komen resulteert dit in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinepalen, erosiebescherming en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten faciliteren of versnellen in dit deel van de Noordzee. De windparken kunnen hierbij fungeren als 'stepping stone' terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transport vector. Meer windparken en/of een hoger aantal turbines per windpark vergroot de kans op vestiging van nieuwe exoten geassocieerd met hard substraat. De vestiging van nieuwe exotische soorten kan mogelijk leiden tot economische en ecologische schade (bijv. Japanse oester).



Literatuur

- ACRB, 2013. Mogelijke morfologische effecten van het Prinses Amaliawindpark. Rapport in opdracht van Prinses Amaliawindpark. ACRB.
- Ahlén, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Pettersson, 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Ahlén, I., H.J. Baagøe & L. Bach, 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90: 1318-1323.
- Ainslie, M.A., 2010. Principles of sonar performance modeling. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Alerstam, T., M. Rosén, J. Bäckman, P.G.P. Ericson & O. Hellgren, 2007. Flight Speeds among Bird Species: Allometric and Phylogenetic Effects. *PLoS Biology* 5(8): e197. doi: 10.1371/journal.pbio.0050197.
- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A., 2017. A Framework for Regulating Underwater Noise During Pile Driving. Report by Vindval.
- Arts, F.A., 2013. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2012. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 13.28, Lelystad.
- Bach, P., L. Bach & K. Ekschmitt, 2014. "Bat activities and bat fatalities at different wind farms in North-west Germany." in XIIIth European Bat Research Symposium, Sibenik, Croatia.
- de Backer, A. & K. Hostens, 2018. Soft sediment epibenthos and fish monitoring at the Belgian offshore wind farm area: situation 6 and 7 years after construction. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.
- Band, W., 2000. Windfarm and birds: calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Scottish natural heritage Guidance Note.
- Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- Baptist, H.J.M. & P.A. Wolf, 1993. Atlas van de vogels van het Nederlands Continentaal Plat. Rapport DGW-93.013, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren & Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Middelburg, Yerseke.
- Barbut, L., B. Vastenhoud, L. Vigin, S. Degraer, F.A.M. Volckaert & G. Lacroix, 2020. The proportion of flatfish recruitment in the North Sea potentially affected by offshore windfarms. *ICES Journal of Marine Science*, 77: blz. 1227–1237.
- Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruber, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85: 381-387.
- Barton, C. & C. Pollock 2009. Study to evaluate the significance of impact of UK offshore installations on migratory birds. Cork Ecology publication, Cork, Ireland.
- Bat Conservation Trust 2017. http://www.bats.org.uk/pages/nathusius_pipistrelle_project.html.
- Bat Conservation Trust, 2010. *Nathusius pipistrelle Pipistrellus nathusii*.
- Batsleer, J., K. Bleeker, T. Brunel, R. van Hal & L. Staat, 2020. Overzicht beschikbare gegevens ten behoeve van Nederlandse beleidsdoelen voor haaien en roggen. Wageningen Marine Research rapport C114/20.



- Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr & U. Mammen, 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21: 394-400.
- Bells, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap Limburg reeks V. Maastricht.
- Bennett, V. J., & Hale, A. M. (2014). Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. *Animal Conservation*, 17(4), 354-358.
- van den Berg, A.B. & C.A.W. Bosman 2001. Zeldzame vogels van Nederland. Avifauna van Nederland 1. Dutch Birding Association.
- Bergman M., G. Duineveld, R. Daan, M. Mulder & S. Ubels, 2012. Impact of OWEZ wind farm on the local macrobenthos community macrobenthos. Final report OWEZ_R_261_T2_20121010. NoordzeeWind – Wageningen Imares.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2001. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van de Noordse stormvogel op het Nederlands Continentaal Plaat. Rapport RIKZ 2001.024. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ): Middelburg.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2002. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van Alk/Zeekoet op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ 2002.039. Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. Rapport RIKZ 2003(8). Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg.
- Bijkerk 1988. Ontsnappen of begraven blijven: de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden: literatuuronderzoek. In opdracht van Rijkswaterstaat, rdd aquatic ecosystems.
- Bijlsma R.G. F. Hustings & C.J. Camphuysen 2001. Algemene en Schaarze Vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe, population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Blake, R.W. & K.H. Chan, 2006. Flight speeds of seven bird species during chick rearing. *Canadian Journal of Zoology* 84(7): 1047-1052.
- Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic elds on marine organisms. In: Offshore Wind Energy. Springer. Pp. 223-234.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & C. Plate, 2014. Broedvogels in Nederland in 2012. Sovon-rapport 2014/13. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & T. van der Meij, 2016. Broedvogels in Nederland in 2014. Sovon-rapport 2016/04. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & T. van der Meij, 2017. Broedvogels in Nederland in 2015. Sovon-rapport 2017/04. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Bogdanova, M.I., A. Butler, C. Gunn, A. Kafas, C. Rei, P. Low & F. Daunt, 2015. Foraging behaviour of large gulls and implications for offshore wind site selection. CEH report to Innovate UK.
- Bolle, L.J., de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW *et al.* 2012 Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. *PLoS ONE* 7(3): e33052.
- Bolle, L.J., E. Blom, C.A.F. de Jong, M.B. Halvorsen, R. Hoek, C.J.G van Damme, P.W. Wessels, H.V. Winter, C.M. Woodley, C. Hinrichs, T. Huijjer, M. Lohman, I. Pennock, 2014. Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. Imares Wageningen UR report number C111.14, IJmuiden, Nederland.
- Bolle, L.J., C. A. F. de Jong, S. M. Bierman, P. J. C. van Beck, P. W. Wessels, E. Blom, C. J. G. van Damme, H. V. Winter & R. P. A. Dekeling, 2016: Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 875: 91-100.
- Boon, A.R., Caires, S., Wijnant, I.L., Verzijlbergh, R., Zijl, F., Schouten, J.J., Muis, S., van Kessel, T., van Duren, L. & T. van Kooten, 2018. Assessment of system effects of large-scale implementation of offshore wind in the southern North Sea. *Deltares*.



- Boonman, M. 2018. Mitigerende maatregelen voor vleermuizen in offshore windparken. Evaluatie en verbetering van stilstandvoorziening. Rapport 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Bos, O.G. & J.E. Tamis, 2020. Evaluatie van OSPAR aanbevelingen voor bedreigde en / of achteruitgaande soorten en habitats in Nederland. Wageningen Marine Research Den Helder, rapport C006/20NL.
- Boshamer J.P.C. & J.P. Bekker, 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra* 51: 17-36.
- Bos O.G., Witbaard R., Lavaleye M., van Moorsel G., Teal L.R., van Hal R., ter Hofstede R., van Bemmelen R., Witte R.H., Geelhoed S. & Dijkman E.M., 2011. Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf. A Marine Strategy Framework Directive perspective. Report number C071/11 IMARES.
- Bos O.G., A. Gittenberger, I. de Boois, M. van Asch, J.T van der Wal, J. Cremer, B. van der Hoorn, S. Pieterse & P.A.J. Bakker, 2016. Soortenlijst Nederlandse Noordzee. Wageningen Marine Research rapport C125/16.
- Bos, O.G., J.W.P. Coolen & J.T. van der Wal, 2019. Biogene riffen in de Noordzee - Actuele en potentiële verspreiding van rifvormende schelpdieren en wormen. Wageningen Marine Research rapport C058/19.
- Bouma S. & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126.
- Bouma S. & W. Lengkeek, 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.
- Bowgen, K. & A. Cook, 2018. Bird Collision Avoidance: Empirical evidence and impact assessments. JNCC Report No: 614. JNCC, Peterborough.
- Brabant, R., Laurent, Y., Poerink, B., & Degraer, S., 2020. Activity and Behaviour of Nathusius' Pipistrelle *Pipistrellus nathusii* at Low and High Altitude in a North Sea Offshore Wind Farm. *Acta Chiropterologica* 21: 341.
- Brabant, R., Laurent, Y., Jonge Poerink, B., & Degraer, S., 2021. The Relation between Migratory Activity of Pipistrellus Bats at Sea and Weather Conditions Offers Possibilities to Reduce Offshore Wind Farm Effects. *Animals* 11: 3457.
- Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366.
- Brinkmann R., O. Behr, I. Niermann, & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Bruinzeel, L.W., J. van Belle & L. Davids m.m.v F. van de Laar 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. A&W Report 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden,
- BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Bugter, R.J.F., M.J. Boogaardt & F.H. Kistenkas 2007. Wat telt mee voor cumulatie? Werkdocument met een voorlopige handreiking voor de inventarisatie van relevante activiteiten. Alterra werkdocument, Wageningen UR.
- Busch, M., R. Buisson, Z. Barrett, S. Davies & M.M. Rehfish, 2015. Developing a habitat loss method for assessing displacement impacts from offshore wind farms. Joint Nature Conservation Committee.
- Buurma, L.S., 1987. Patronen van hoge vogeltrek boven het Noordzeegebied in oktober. *Limosa* 60: 63-74.
- Buurma L.S. & H. van Gasteren, 1989. Trekvogels en obstakels langs de Zuid-Hollandse kust. Rapport, Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Camphuysen C.J., 1991. Baltsvluchten van Noordse Sterns *Sterna paradisaea* op open zee. *Sula* 5(2): 59-61.



- Camphuysen, C.J., 1995. Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.
- Camphuysen, C.J., 2008. Het regent soms kleine alken in november. *Natura* 2: 52-54.
- Camphuysen, C.J., 2009. Het gebruik van zeetrekellingen bij de analyse van populatie schommelingen (2). Dwergmeeuwen *Larus minutus* langs de kust. *Sula* 22: 49-66.
- Camphuysen, C.J., 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ-Report 2011-05. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Camphuysen C.J., 2013. A historical ecology of two closely related gull species (Laridae): multiple adaptations to a man-made environment. Ph.D.-thesis, Univ. Groningen, Groningen.
- Camphuysen C.J. & J. van Dijk, 1983. Zee- en kustvogels langs de Nederlandse kust, 1974-79. *Limosa* special issue 56(3): 81-230.
- Camphuysen C.J. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. *Ardea* 100: 113-122.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN Research report 94/6. NIOZ Report 1994-8. Institute for Forestry and Nature Research, Netherlands Institute for Sea Research and Dutch Seabird Group, Texel.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 1996. Invasies van de Kleine Alk *Alle alle*: Voorkomen en achtergronden. *Sula* 10: 169-182.
- Camphuysen C.J & C.J.N. Winter, 1996. Arctic Terns *Sterna paradisaea* in the central northern North Sea in July: offshore staging area for failed breeders? *Seabird* 18: 20-25.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 2005. The Tricolor oil spill: characteristics of seabirds found oiled in The Netherlands. *Atlantic Seabirds* (special issue) 6: 109-128.
- Camphuysen, C.J., J. van Dijk, H. Witte & N. Spaans, 2008. De voedselkeuze van Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen en andere indicaties die aanwijzingen geven over het ruimtegebruik van deze vogelsoorten in de Noord-Hollandse kustwateren. NIOZ-Report 2008-12. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Carpenter, J.R., Merckelbach L., Callies U., Clark S., Gaslikova L., & Baschek B., 2016. Potential Impacts of Offshore Wind Farms on North Sea Stratification. *PLOS One* 11(8): e0160830.
- Casper, B.M., Popper, A.N., Matthews, F., Carlson, T.J., Halvorsen, M.B. 2012. Recovery of Barotrauma Injuries in Chinook Salmon from Exposure to Pile Driving Sound. *PLoS ONE* 7: e39593.
- Casper, B.M., M.B. Halvorsen, F. Matthews, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2013. Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped Bass. *PLoS ONE* 8: e73844.
- Casper B.M., M.E. Smith, M.B. Halvorsen, H. Sun, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2013. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 166: 352-360.
- Casper, B.M., M.B. Halvorsen, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2017. Onset of barotrauma injuries related to number of pile driving strike exposures in hybrid striped bass. *The Journal of the Acoustical Society of America* 141: 4380-4387.
- CBS, PBL & Wageningen UR, 2012. Ruimtelijke verdeling biodiversiteit in de Noordzee, 1991-2010. Indicator 2159, versie 01, d.d. 25 september 2012. <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl>. CBS, Planbureau voor de Leefomgeving en Wageningen UR, Den Haag, Bilthoven en Wageningen.
- Christianen, M.J.A., W. Lengkeek, J. H. Bergsma, J. W. P. Coolen, K. Didden, M. Dorenbosch, F.M.F. Driessen, P. Kamermans, E. Reuchlin-Hughenoltz, H. Sas, A. Smaal, K. A. van den Wijngaard & T. M. van der Have, 2018. Return of the native facilitated by the invasive? Population composition, substrate preferences and epibenthic species richness of a recently discovered shellfish reef with native European flat oysters (*Ostrea edulis*) in the North Sea. *Marine Biology Research*, 14:6, 590-597.
- Cleasby, I.R., E.D. Wakefield, S. Bearhop, T.W. Bodey, S.C. Votier & K.C. Hamer, 2015. Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshore wind farms. *Journal of Applied Ecology* 52(6): 1474-1482.



- CMACS (Centre for Marine and Coastal Studies). 2003. A Baseline Assessment of Electromagnetic Fields Generated by Offshore Windfarm Cables. Report No. COWRIE EMF-01-2002, 66. Centre for Marine and Coastal Studies, Birkenhead, UK.
- Coates, D.A., Deschutter, Y., Vincx, M. & Vanaverbeke, J., 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine Environmental Research* 95: 1-12.
- Coates, D.A., Van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M. & Vanaverbeke, J., 2015. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 3-18.
- Coates, D.A., D.-A. Kapasakali, M. Vincx & J. Vanaverbeke, 2016. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 179: 131–138.
- Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2011. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Part 1: Review. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines: Part 2: Feasibility study of systems to monitor collisions. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-215. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Collins, P.M., L.G. Halsey, J.P.Y. Arnould, P.J.A. Shaw, S. Dodd & J.A. Green, 2016. Energetic consequences of time-activity budgets for a breeding seabird. *Journal of Zoology* DOI: 10.1111/jzo.12370.
- Cook A.S.C.P., A. Johnston, L.J. Wright & N.H.K. Burton 2012. A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-02, British Trust for Ornithology and The Crown Estate, UK.
- Cook, A.S.C.P., E.M. Humphreys, F. Bennet, E.A. Masden & N.H.K. Burton, 2018. Quantifying avian avoidance of offshore wind turbines: Current evidence and key knowledge gaps. *Marine Environmental Research* 140: 278-288.
- Coolen, J.W.P., 2017. North Sea reefs: benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the southern North Sea. Doctoral dissertation, Wageningen University.
- Coolen, J.W., Bos, O.G., Glorius, S., Lengkeek, W., Cuperus, J., van der Weide, B. & Agüera, A., 2015. Reefs, sand and reef-like sand: A comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. *Journal of Sea Research* 103: 84-92.
- Coolen, J.W.P., B. Van Der Weide, J. Cuperus, M. Blomberg, G.W.N.M. Van Moorsel, M.A. Faasse, O.G. Bos, S. Degraer & H.J. Lindeboom, 2020. Benthic biodiversity on old platforms, young wind farms, and rocky reefs. *ICES Journal of Marine Science* 77(3): 1250- 1265.
- Copping, A.E., L.G. Hemery, H. Viehman, A.C. Seitz, G.J. Staines & D.J. Hasselman, 2021. Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes. *Biological Conservation*, 262: 109297.
- Corbett, W.T., 2019. The Behavioural and Physiological Effects of Pile-driving Noise on Marine Species. Master's thesis, University of Exeter.
- Corman, A.-M. & S. Garthe, 2014. What flight heights tell us about foraging and potential conflicts with wind farms: a case study in Lesser Black-backed Gulls (*Larus fuscus*). *Journal of Ornithology* 155: 1037-1043.
- Couperus, B., E. Winter, O. van Keeken, T. van Kooten, S. Tribuhl & D. Burggraaf, 2010. Use of high resolution sonar for near_turbine fish observations (DIDSON) – We@Sea 2007_002. IJmuiden, IMARES.
- Craeymeersch J.A., Witbaard R., Dijkman E., Meesters H.W.G., 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Report number C070/80 IMARES.
- Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90: 1330-1340.
- Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS* 111(42): 15126-15131.



- Daan, N., 2005. Aanzet tot een systeembeschrijving Noordzee: de visgemeenschap. RIVO rapport C012/05.
- Daan, R., Mulder M & Bergman M.J.N., 2009. Impact of windfarm OWEZ on the local macrobenthos community. Report OWEZ_R_261_T1_20091216.
- van Damme, C.J.G., R. Hoek, D. Beare, L.J. Bolle, C. Bakker, E. van Barneveld, M. Lohman, E. Os-Koomen, P. Nijssen, I. Pennock & S. Tribuhl, 2011. Shortlist Master plan Wind Monitoring fish eggs and larvae in the Southern North Sea: Final report Part A. IMARES Wageningen UR, Report number C098/11.
- Damveld, J.H., van der Reijden, K.J., Cheng, C., Koop, L., Haaksma, L. R., Walsh, C.A.J., et al. 2018. Video transects reveal that tidal sand waves affect the spatial distribution of benthic organisms and sand ripples. *Geophysical Research Letters* 45: 11837-11846.
- Danish Energy Agency. 2013. Danish offshore wind. Key environmental issues – a Follow up. The Environmental Group: The danish energy agency, the danish nature agency, DONG Energy & Vattenfall.
- De Backer, A., J. Buyse & K. Hostens, 2020. A decade of soft sediment epibenthos and fish monitoring at the Belgian offshore wind farm area. In S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes, & L. Vigin (editors), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Empirical Evidence Inspiring Priority Monitoring, Research and Management*. Series 'Memoirs on the Marine Environment', blz. 79 - 113.
- De Robertis, A., C.H. Ryer, A. Veloza & R.D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1517-1526
- Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PloS one* 9(10): e109280.
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L. & Vincx, M., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution* 208: 747-757.
- Deelder, C.L. & L. Tinbergen, 1947. Waarnemingen over de vlieghoogte van trekkende Vinken, *Fringilla coelebs* L. en Spreeuwen, *Sturnus vulgaris* L. *Ardea* 35: 45-78.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds.) (2016). *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Degraer, S., D.A. Carey, J.W.P. Coolen, Z.L. Hutchison, F. Kerckhof, B. Rumes, & J. Vanaverbeke, 2020. Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning, a synthesis. *Oceanography*, vol 33: 4.
- van Denderen, P.D., T. van Kooten & A.D. Rijnsdorp, 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280(1769): 20131883.
- van Denderen P. D. Hintzen N. T. Rijnsdorp A. D. Ruardij P. van Kooten T. 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on Benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* 17: 1216-1226.
- van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D. & Van Kooten, T., 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*: 541: 31-43.
- Derweduwen, J., Vandendriessche, S. & Hostens, K., 2016. Effects of Belgian wind farms on the epibenthos and fish of the soft sediment. *Environmental impacts of offshore wind farms in*



- the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.
- van Deurs, M., T.M. Grome, M. Kaspersen, H. Jensen, C. Stenberg, T.K. Sørensen, J. Støttrup, T. Warnar & H. Mosegaard, 2012. Short-and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. *Marine Ecology Progress Series* 458: 169-180.
- Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill, 2011. *Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noord-west Afrika*. De Fontein / Tirion Natuur, Utrecht.
- Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.
- van Dijk, T.A., van Dalftsen, J.A., Van Lancker, V., van Overmeeren, R.A., van Heteren, S. & P.J. Doornenbal, 2012. Benthic habitat variations over tidal ridges, North Sea, the Netherlands. In: *Seafloor geomorphology as benthic habitat*, pp. 241-249. Elsevier.
- Dillingham, P.W. & D. Fletcher, 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. *Biological Conservation* 141: 1783-1792.
- Dirksen, S. 2017. Review of methods and techniques for field validation of collision rates and avoidance amongst birds and bats at offshore wind turbines. Sjoerd Dirksen Ecology / Rijkswaterstaat WVL.
- Dorrell, R., C. Lloyd, B. Lincoln, T. Rippeth, J. Taylor, C. Caulfield, J. Sharples, J. Polton, B. Scannell, D. Greaves, R. Hall & J. Simpson, 2021. Anthropogenic Mixing of Seasonally Stratified Shelf Seas by Offshore Wind Farm Infrastructure. *Frontiers in Marine Science*, 9: 830927.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134: 233-266.
- Duijns, S., L.J. Niles, A. Dey, Y. Aubry, C. Friis, S. Koch, A.M. Anderson & P.A. Smith, 2017. Body condition explains migratory performance of a long-distance migrant. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1866): 20171374.
- van Duin, C.F., Jaspers C.J. & Kreft M., 2011. *Offshore Windpark Q10. Milieueffectrapport*. Grontmij, 2011.
- Dunnet, G.M. & J.C. Ollason, 1982. The feeding dispersal of fulmars *Fulmarus glacialis* in the breeding season. *Ibis* 124: 359-361.
- van Duren, L.A., 2018. *Essay: bouwen met Noordzeenatuur*. Noordzeedagen 2018, Deltares.
- van Duren, L.A., Gittenberger, A., Smaal, A.C., Koningsveld, M. van, Osinga, R., Cado van der Lelij, J.A. & de Vries, M.B., 2016. *Rijke riffen in de Noordzee: verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat*. Rapport 1221293-000, Deltares
- van Duren, L.A., F. Zijl, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin, J. van der Meer, G.M. Aarts, J. van der Molen, K. Soetaert & A.W. Minns, 2021. *Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the North Sea - Synthesis report*. Document ID: 11203731-004-ZKS-0010, Deltares.
- Dürr, T., 2013. *Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg*. Stand 25.09.2013. www.mlub.brandenburg.de/cms/media.php/.../wka_fmaus.xls.
- Edwards, E.W.J., L.R. Quinn, E.D. Wakefield, P. Miller & P.M. Thompson, 2013. Tracking a northern fulmar from a Scottish nesting site to the Charlie-Gibbs Fracture Zone: Evidence of linkage between coastal breeding seabirds and Mid-Atlantic Ridge feeding sites. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 98: 438-444.
- van Eerden, M.R. & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, the Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83: 199-212.
- Eigaard, O.R., F. Bastardie, M. Breen, G.E. Dinesen, N.T. Hintzen, P. Laffargue, L.O. Mortensen, J.R. Nielsen, H.C. Nilsson, F.G. O'Neill, H. Polet, D.G. Reid, A. Sala, M. Sköid, C. Smith, T.K. Sørensen, O. Tully, M. Zengin, A.D. Rijnsdorp 2016 *Estimating seabed pressure from*



- demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J Mar Sci*; 73 (suppl_1): i27-i43. doi: 10.1093/icesjms/fsv099
- Emma, B., 2016. A Review of the Evidence of Electromagnetic Field (Emf) Effects on Marine Organisms. *Res. Rev. J Ecol. Environ. Sci.* 4(4):22-26.
- Ens, B., 2007. SOVON in de ruimte. *SOVON Nieuws* 20(3): 6-8.
- Ens, B., F. Bairlein, C.J. Camphuysen, P. de Boer, K.M. Exo, N. Gallego, R.H.G. Klaassen, K. Oosterbeek & J. Shamoun-Baranes. 2009. Onderzoek aan meeuwen met satellietzenders. *Limosa* 82: 33-42.
- Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments - options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5: 69-80.
- Everaert, J. & E. Stienen, 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiversity and Conservation* 16: 3345-3359.
- Exo, K.M., O. Huppopp & S. Garthe, 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, *Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg*. 23: 83-95.
- Falk, K. & S. Møller, 1995. Satellite tracking of high-arctic Northern Fulmars. *Polar Biol.* 15: 495-502.
- Fey, D.P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulewicz, E., Otremba, Z. and Urban-Malinga, B., 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish?. *Aquatic Toxicology* 209: 150-158.
- Fijn, R.C. & M.P. Collier, 2014. Berekeningen aanvaringslactoffers onder vogels door windpark Beaufort. Tekst over modellen, cumulatie, tabellen en grafieken. Rapport 14-079. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C. & M.J.M. Poot, 2014. Vliegintensiteit en vliegroutes van vogels boven kavel Borssele. Notitie 14-528/14.04045/RubFi, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Verstraete, H., Stienen, E.W.M., Iliszko, L. & Poot, M.J.M. 2014a. Post-breeding prospecting flights of adult Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis*. *Bird Study* 61: 566-571.
- Fijn, R.C., Poot, M.J.M., van Rijn, S., van Eerden, M.B. & Boudewijn, T.J. 2014b. Specialistisch gedrag door een generalist: een kustbroedende Aalscholver foerageert uitsluitend in het binnenland. *Limosa* 87: 129-134.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015a. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.
- Fijn, R.C. & A. Gyimesi, 2018. Behaviour related flight speeds of Sandwich Terns and their implications for wind farm collision rate modelling and impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 71: 12-16.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman, J.W. de Jong & M.J.M. Poot, 2015b. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel I en II: vogels en vleermuizen. Rapport 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman & J.W. de Jong, 2015c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel III en IV: vogels en vleermuizen. Rapport 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, J.W. de Jong, R.J. Jonkvorst, B.W.R. Engels, T.J. Boudewijn, W. Courtens, H. Verstraete, N. Vanermen, E.W.M. Stienen, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly & F.A. Arts, 2016. PMR-NCV onderzoek sterns in de Delta en Voordelta. Rapport 16-247. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., F.A. Arts, B.W.R. Engels, J.W. de Jong, M.P. Collier, D. Beuker, M. Hoekstein, R.-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, D. van Straalen, P.A. Wolf 2017. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2016-2017. Rapport 17-197. Bureau Waardenburg & Delta Project Management, Culemborg.
- Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, F.A. Arts, J.W. de Jong, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M. Hoekstein, Y. van der Horst, J. Leemans, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2022. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en



- zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2020-2021. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 22.01. Bureau Waardenburg Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
- Floeter, J., van Beusekom JE, Auch D, Callies U, Carpenter J, Dudeck T, Eberle S, Eckhardt A, Gloe D, Hänselmann K, Hufnagl M., 2017. Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography* 156: 154-73.
- Franzitta, G., A. Colletti, B. Savinelli, M.L. Martire, C. Corinaldesi & L. Musco, 2022. Feasibility of the Sabellarid Reef Habitat Restoration. *Frontiers in Marine Science* 9: 854986.
- Furmankiewicz J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy* 90: 1310-1317.
- Furness, R.W., 2016. Qualifying impact assessments for selected seabird populations: A review of recent literature and understanding. MacArthur Green, Glasgow.
- Furness, R.W., S. Garthe, M. Trinder, J. Matthiopoulos, S. Wanless & J. Jeglinski, 2018. Nocturnal flight activity of northern gannets *Morus bassanus* and implications for modelling collision risk at offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review* 73: 1-6.
- Garthe, S. & O. Hüppop, 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41(4): 724-734.
- García, S., H. Álvarez, A.L. Perry, J. Blanco, D.J. Maaholm & R. Aguilar, 2019. Protecting the North Sea: Brown Bank. *Oceana*, Madrid.
- Garthe, S., 2019. Movements of seabirds and coastal birds: Long-distance migration, foraging flights and offshore wind farms. *Birdmove Conference: Tracking bird migration over the seas: Fundamental patterns and their applications for offshore wind farms*. Berlin.
- Garthe, S., D. Grémillet & R.W. Furness, 1999. At-sea-activity and foraging activity in chick-rearing Northern Gannets *Sula bassana*: a case study in Shetland. *Mar Ecol Prog Ser* 185:93-99.
- Garthe, S., W.A. Montevecchi, G. Chapdelaine, J.-F. Rail & A. Hedd, 2007a. Contrasting foraging tactics by Northern Gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains with different prey fields. *Marine Biology* 151:687-694.
- Garthe S., W.A. Montevecchi & G.K. Davoren, 2007b. Flight destinations and foraging behaviour of Northern Gannets (*Sula bassana*) preying on a small forage fish in a low-Arctic ecosystem. *Deep-Sea Research II* 54:311-320.
- van Gasteren H., J. van Belle & L.S. Buurma, 2002. Kwantificering van vogelbewegingen langs de kust bij IJmuiden: en radarstudie. Rapport. Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Geelhoed S., R. Van Bemmelen, G. Keijl, M. Leopold, H. Verdaat. 2011. Nieuwe kolonie Drieteenmeeuwen *Rissa tridactyla* in de zuidelijke Noordzee. *Sula* 24(1): 27-30.
- Geoxyz, 2021. Final Survey Report Geophysical Survey – IJmuiden Ver Wind Farm Zone. Document no: BE3445H-634-FR-03-3.0.
- Gibb, N., B. Pearce, H.M. Tillin & H. Tyler-Walters, 2014. Assessing the sensitivity of *Sabellaria spinulosa* reef biotopes to pressures associated with marine activities. Joint Nature Conservation Committee, report number: 504.
- Gill, A.B & M. Desender, 2020. Risk to animals from electromagnetic fields emitted by electric cables and marine renewable energy devices. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES), blz. 90-107.
- GoBe Consultants, 2019. Hornsea Project Four: Preliminary Environmental Information Report (PEIR) - F2.5: Outline Marine Mammal Mitigation Protocol. GoBe Consultants Ltd, Glasgow, UK.
- Green, R., C.B. Thaxter, M.P. Collier, N.H.K. Burton, E.S. Scragg, R. Taylor, A.S.C.P. Cook & R.C. Fijn, 2018. Tracking breeding Sandwich terns on the North Norfolk Coast. Results report 2018. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Green, R.M.W., N.H.K. Burton & A.S.C.P. Cook, 2021. Migratory movements of British and Irish Common Shelduck *Tadorna tadorna*: a review of ringing data and a pilot tracking study to inform potential interactions with offshore wind farms in the North Sea. *Ringing & Migration* 34: 71-83.



- Grémillet, D., L. Pichegru, F. Siorat, & J. Georges, 2006. Conservation implications of the apparent mismatch between population dynamics and foraging effort in French Northern Gannets from the English Channel. *Mar Ecol Prog Ser* 319: 15-25.
- Griffin, L., E.C. Rees & B. Hughes, 2016. Satellite tracking Bewick's Swan migration in relation to offshore and onshore wind farm sites. WWT Final Report to the Department of Energy and Climate Change. WWT, Slimbridge.
- Gruber, S. & G. Nehls, 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestützter Radaruntersuchungen. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 151-156.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015a. Slachtofferberekeningen voor een windpark met een totaalvermogen van 380 MW in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.03297.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015b. Slachtofferberekeningen voor windparken in de zuidelijke Noordzee met bestaande en geplande turbinetypes. Bureau Waardenburg notitie 15.03620.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015c. Slachtofferberekeningen voor drie gebiedsvarianten van de uitbreiding van windenergiegebied Hollandse Kust. Bureau Waardenburg notitie 15.05577.
- Gyimesi, A. & R. Lensink, 2012. Non-breeding adults or 'floaters' in bird populations. Rapport 11-200. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., T.J. Boudewijn, M.J.M. Poot & R.-J. Buijs, 2011. Habitat use, feeding ecology and breeding success of Lesser black-backed gulls in Lake Volkerak. Rapport 10-234. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., M.P. Collier & R.C. Fijn, 2015. Slachtofferberekeningen voor 14 windturbine varianten (4 MW - 10 MW) in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.01562.
- Gyimesi, A., M. Dorenbosch, J.W. de Jong, M. Boonman M. Teunis & R.C. Fijn, 2016. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust. Kavel I en II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 16-007. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, M.P. Collier, W. Bouten & R.C. Fijn, 2017a. Validation of biological variables for use in the SOSS Band model for Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus* and Herring Gull *Larus argentatus*. Rapport 16-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., T.J. Evans, J.F. Linnebjerg, J.W. de Jong, M.P. Collier & R.C. Fijn, 2017b. Review and analysis of tracking data to delineate flight characteristics and migration routes of birds over the Southern North Sea. Rapport 16-139. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, M. Teunis, M. Boonman & R.C. Fijn, 2017c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III en IV: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., R.P. Middelveld, B.M.C. Grutters, E. Stienen & R.C. Fijn, 2018a. Effects of Offshore Wind farms on the Behaviour of Lesser Black-backed Gulls. Report 17-175. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018b. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Rapport 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., E.L. Bravo Rebolledo, J.C. Kleyheeg-Hartman, J.W. de Jong, M. Teunis, K. Dideren, M. Boonman, M. Schutter & R.C. Fijn, 2018c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (noord). Kavel V en kavel VI: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- de Haan, D., D. Burggraaf, S. Ybema & R. HilleRisLambers 2007. Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). Report OWEZ_R_251_TC 20071029, Imares Wageningen UR.
- van Hal, R., 2013. Round Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C117/13A.
- van Hal, R., 2014. Demersal Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C125/14.



- van Hal, R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imares Wageningen UR.
- van Hal, R., Griffioen, A.B. & van Keeken, O.A., 2017. Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research* 126: 26-36.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2012a. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLoS ONE* 7: e38968
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012b. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proc. R. Soc. B* 279: 4705-4714
- Hamer, K.C., R.A. Phillips, S. Wanless, M.P. Harris & A.G. Wood, 2000. Foraging ranges, diets and feeding locations of Gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from radio tracking. *Mar Ecol Prog Ser* 200: 257-264.
- Hamer, K.C., R.A. Phillips, J.K. Hill, S. Wanless & A.G. Wood, 2001. Contrasting foraging strategies of gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. *Mar Ecol Prog Ser* 224: 283-290.
- Hamer, K.C., S. Lewis, S. Wanless, R.A. Phillips, T.N. Sherratt, E.M. Humphreys, J. Hennenke & S. Garthe, 2006. Use of gannets to monitor prey availability in the northeast Atlantic Ocean: colony size, diet and foraging behavior. Pp. 236-248. In: Boyd, I.L., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. (Eds). *Top Predators in Marine Systems*. Cambridge University Press.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, S. Garthe, J. Hennenke, G. Peters, D. Grémillet, R.A. Phillips, M.P. Harris & S. Wanless, 2007. Annual variation in diets, feeding locations and foraging behaviour of gannets in the North Sea: flexibility, consistency and constraint. *Mar Ecol Prog Ser* 338: 295-305.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, M.C. Magalhães, S. Garthe, J. Hennenke, G. Peters, D. Grémillet, H. Skov & S. Wanless, 2009. Fine-scale foraging behaviour of a medium-ranging marine predator. *Journal of Animal Ecology* 78: 880-889.
- Hawkins, A., 2005. Assessing the impact of pile driving upon fish. *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. p. 22
- HDR, 2020. Benthic and Epifaunal Monitoring During Wind Turbine Installation and Operation at the Block Island Wind Farm, Rhode Island – Project Report. Final Report to the U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Office of Renewable Energy Programs. OCS Study BOEM 2020-044. Volume 1: 263, volume 2: 380.
- Heinänen, S., Žydelis, R., Kleinschmidt, B., Dorsch, M., Burger, C., & Morkūnas, J. et al., 2020. Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research* 160: 104989.
- Heinis, F., 2018. Offshore windenergiegebied Hollandse Kust (noord) - Effecten van aanleg op zeezoogdieren. HWE onderzoek en advies in waterbeheer en ecologie, Bussum.
- Herbert-Read, J.E., L. Kremer, R. Bruintjes, A.N. Radford & C.C. Iannou, 2019. Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20171627.
- Herman, P.M.J. & F.F. van Rees, 2022. Mapping Reef forming North Sea Species. Deltares, document ID: 11207716-000-ZKS-0002.
- Hill, R., K. Hill, R. Aumüller, A. Schulz, T. Dittman, C. Kulekmeyer & T. Coppack, 2014. Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at Alpha Ventus. In: BSH & BMU 2014. *Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives*. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Hubert, J., E. Booms, R. Witbaard, & H. Slabbekoorn, 2021. Blue mussels habituate to repeated sound exposures and respond just to the on-set of fast pulse trains. In: Hubert, J., 2021.



- Sound investigation: effects of noise on marine animals across trophic levels. PhD thesis, chapter 7.
- van der Hut, R.G.M., M. Kersten, F. Hoekema & A. Brenninkmeijer 2007. Kustvogels in het Waddenen Deltagebied. Verspreidingskaarten van kustvogels voor het calamiteitensysteem CALAMARIS. A&W-rapport 907. Bureau Altenburg & Wymenga, Veenwouden.
- Hutchison, Z.L., P. Sigray, H. He, A.B. Gill, J. King & C. Gibson, 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (shark, rays, and skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables. Sterling (VA): U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM 2018-003.
- Hutterer, R., T. Ivanova, C. Meyer-Cords & L. Rodrigues, 2005. Bat migrations in Europe, a review of banding data and literature. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 28: 1-62.
- Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. *American Midland Naturalist* 165: 185-200.
- Jakubowska, M., B. Urban-Malinga, Z. Otremba & E. Andrulewicz, 2019. Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*. *Marine Environmental Research*, 150: 104766.
- Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.
- Jarvis S., Allen J., Proctor N., Crossfield A., Dawes O., Leighton A., McNeill L., Musk W., 2004. Dutch Wind Farms: NSW Lot 1 Benthic Fauna. Final Report 19 February 2004. Reference No: ZBB607.2-F-2004. Institute of Estuarine & Coastal Studies (IECS), University of Hull.
- JASCO Research Ltd (2006). Vancouver Island Transmission Reinforcement Project: Atmospheric and Underwater Acoustics Assessment. Report prepared for British Columbia Transmission Corporation. <http://www.eao.gov.bc.ca>
- Jaspers Faijer, M. & P. van Dam, 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.
- Johnston, A., A.S.C.P. Cook, L.J. Wright, E.M. Humphreys & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 51: 31-41.
- Jones, G., Cooper-Bohannon, R., Barlow, K. & K. Parsons, 2009. Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain. Scoping and Method Development Report, Defra.
- de Jong, M.F., M.J. Baptist, H.J. Lindeboom & P. Hoekstra, 2015. Relationships between macrozoobenthos and habitat characteristics in an intensively used area of the Dutch coastal zone. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 72(8): 2409-2422.
- Jongbloed, R.H., D.M.E. Slijkerman, R. Witbaard & M.S.S. Lavaleye, 2013. Ontwikkeling zeebodintegriteit op het Friese Front en de Centrale Oestergronden in relatie tot bodemberoerende visserij: Verslag expert workshop. IMARES
- Jonge Poerink, B., Lagerveld, S. & H. Verdaat, 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES report number C026/13. The Fieldwork Company report number 20120402. IMARES Wageningen UR.
- Kamermans, P. & M. Dedert, 2012. Effect of variations in concentration of algae and silt on filtration and growth of the razor clam (*Ensis directus*, Conrad). IMARES Report C017/12. IMARES, Wageningen.
- Kapteyn, K., 1995. Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Schuyt & Co, Haarlem.
- Karlsson, R., M. Tivefålh, I. Duranović, S. Martinsson, A. Kjølhamar & K.M. Murvoll, 2022. Artificial hard-substrate colonisation in the offshore Hywind Scotland Pilot Park, *Wind Energy Science*, 7: 801–814.
- Kastelein, R.A., Jennings, N., Kommeren, A., Helder-Hoek, L. & Schop, J., 2017. Acoustic dose-behavioral response relationship in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to playbacks of pile driving sounds. *Marine Environmental Research* 130: 315-324.



- Kerbiouri, C., I. Le Viol, X. Bonnet & A. Robert, 2012. Dynamics of a northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) population at the southern limit of its range in Europe. *Population Ecology* 54: 295-304.
- Kerckhof, F., De Mesel, I., Degraer, S. 2016. Do wind farms favour introduced hard substrata species. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds.), *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Kerckhof, F., B. Rumes, & S. Degraer, 2019. About "mytilisation" and "slimeification": A decade of succession of the fouling assemblages on wind turbines off the Belgian coast. Pp. 73–84 in *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Marking a Decade of Monitoring, Research and Innovation*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.
- van der Knaap, I., H. Slabbekoorn, T. Moens, D. Van den Eynde, J. Reubens, 2022. Effects of pile driving sound on local movement of free-ranging Atlantic cod in the Belgian North Sea. *Environmental Pollution*, 37.
- van Kooten, T., F. Soudijn, I. Tulp, C. Chen, D. Benden & M. Leopold, 2018. The consequences of seabird habitat loss from offshore wind turbines. Displacement and population level effects in 5 selected species. *Wageningen Marine Research*, Wageningen.
- Kotzerka, J., S. Garthe & S.A. Hatch, 2010. GPS tracking devices reveal foraging strategies of Black-legged Kittiwakes. *Journal of Ornithology* 151: 459-467.
- Krijgsveld, K.L. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report Bureau Waardenburg 13-268, 30p., Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.
- Krijgsveld, K.L., R. Lensink, H. Schekkerman, P. Wiersma, M.J.M. Poot, E.H.W.G. Meesters & S. Dirksen, 2005. Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003 - 2004. Report 05-041. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report nr 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report nr 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krone, R., Dederer, G., Kanstinger, P., Krämer, P., Schneider, C. and Schmalenbach, I., 2017. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment-increased production rate of *Cancer pagurus*. *Marine Environmental Research* 123: 53-61.
- Kruszynski, C., L.D. Bailey, A. Courtiol, L. Bach, P. Bach, M. Götsche, M. Götsche, R. Hill, O. Lindecke, H. Matthes, H. Pommeranz, A.G. Popa-Lisseanu, A. Seebens-Hoyer, M. Tichomirowa & C.C. Voigt, 2021. Identifying migratory pathways of Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) using stable hydrogen and strontium isotopes. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 35(6): e9031.
- Kunz, T.H., E.B. Arnett, W.P. Erickson, A.R. Hoar, G.D. Johnson, R.P. Larkin, M.D. Strickland, R.W. Thresher, & M.D. Tuttle, 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 315-324.
- van der Laar, F., 2007. Green light to birds: investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM location L15-FA-1. NAM, Assen, The Netherlands.
- van der Laar, F.J.T & W. Bosma, 1999. Vogeltrek boven de Noordzee. Stichting ter Bevordering van Natuurwetenschappelijk Onderzoek (SBNO).
- Lafrate, J.D., S.L. Watwood, E.A. Reyier, D.M. Scheidt, G.A. Dossot & S.E. Crocker, 2016. Effects of Pile Driving on the Residency and Movement of Tagged Reef Fish. *PLoS One*, 23: 11.
- Lagerveld S. 2021. <https://www.wur.nl/nl/nieuws/ruige-dwergvleermuis-steekt-in-een-nacht-de-noordzee-over.htm>



- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, & H. Verdaat 2014. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.
- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, P. de Vries & M. Scholl, 2015. Bat activity at offshore wind farms LUD and PAWP in 2015. IMARES Report C001/2016.
- Lagerveld, S., G. Kooistra, G. Otten, L. Meesters, J. Manshanden, D. de Haan, D. Gerla, H. Verhoef & M. Scholl, 2017. Bat flight analysis around wind turbines – a feasibility study; Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report C026/17.
- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, *Pipistrellus nathusii*, depends on seasonality and weather conditions. *Animals* 11(12): 3442.
- Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Lane, J., R. Jeavons, Z. Deakin, R. Sherley, C. Pollock, R. Wanless & K. Hamer, 2020. Vulnerability of northern gannets to offshore wind farms; seasonal and sex-specific collision risk and demographic consequences. *Marine Environmental Research* 162: 105196.
- Langston, R.H.W. & S. Boggio, 2013. Foraging ranges of Northern Gannets *Morus bassanus* in relation to proposed offshore wind farms in the North Sea. RSPB report to DECC. Download via http://www.rspb.org.uk/Images/Langston_Boggio_2011_tcm9-273881.pdf
- Larsen, J.K. & M. Guillemette, 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.
- Larsson, A.K., 1994. The environmental impact from an offshore plant. *Wind Engineering* 18: 213-218.
- Lascelles, B., N. Varty, K. Tanner & R. McCann, 2012. Northern Gannet. Overview of available information on <http://seabird.wikispaces.com/Northern+Gannet>.
- Leemans, J.J., in prep. Avoidance rates of northern gannet in offshore wind farms in the southern North Sea. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van Leeuwen, S., P. Tett, D. Mills & J. van der Molen, 2015. Stratified and non-stratified areas in the North Sea: Long-term variability and biological and policy implications. *Journal of Geophysical Research* 120: 4670-4686.
- Leewis, L. & Klink A., 2017. Prinses Amalia Windturbine park 2017. Statistical comparison of benthic fauna inside and outside the Prinses Amalia Wind Park; a preliminary analysis. Korte notitie in opdracht van Rijkswaterstaat. Eurofins AquaSense.
- Leewis, L., Klink, A.D., Verduin, E.C. (2018) Benthic development in and around offshore wind farm Prinses Amalia Wind Park near the Dutch coastal zone before and after construction (2003-2017) A statistical analysis (Reference RWS: 4500264484), Rijkswaterstaat.
- Lefaible, N., Braeckman, U., Moens, T., 2018 Effects of wind turbine foundations on surrounding macrobenthic communities. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Lehnert, L.S., Kramer-Schadt S., Schönborn S., Lindecke O., Niermann I. & C.C. Voigt, 2014. Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. *PLoS ONE* 9(8): e103106.
- Lengkeek, W., K. Didden, M. Dorenbosch, S. Bouma & H. W. Waardenburg, 2013. Biodiversiteit van kunstmatige substraten. Een inventarisatie van 10 scheepswrakken op het NCP. Rapport 13-226. Bureau Waardenburg, Culemborg
- Lensink, R. & J. van der Winden, 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van slachtoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R., J.W. de Jong & J.C. Kleyheeg-Hartman, 2015. Luchtfoto inventarisatie van op daken broedende meeuwen in Den Haag in 2010. *Limosa* 88: 114-124.



- Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Report number: Final Report/Annual Report 2005: 134.
- Leopold, M.F., 2017. Seabirds? What seabirds? An exploratory study into the origin of seabirds visiting the SE North Sea and their survival bottlenecks. Den Helder, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C046/17.
- Leopold, M., 2018. Common Guillemots and offshore wind farms: an ecological discussion of statistical analyses conducted by Alain F. Zuur. WOZEP Birds-1. Report C093/18. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2007. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Rapport Wageningen. IMARES Nr. C062/07 - NoordzeeWind Rapport OWEZ_R_221_Tc_20070525 aan Nuon Energy Sourcing.
- Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.
- Leopold M.F., C.J. Camphuysen, C.J.F. ter Braak, E.M. Dijkman, K. Kersting & S.M.J. van Lieshout, 2004. Baseline studies North Sea Wind Farms: Lot 5 Marine Birds in and around the future sites Nearshore Windfarm (NSW) an Q7. Alterra-rapport 1048. Alterra, Texel.
- Leopold, M.F., E.M. Dijkman, T. Teal & the OWEZ-team, 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). IMARES Report nr. C187/11, NoordzeeWind report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds. IMARES, IJmuiden.
- Leopold, M.F., R.S.A. van Bemmelen, S.C.V. Geelhoed, H. Verdaat & E.L. Bravo Rebolledo, 2013a. Futen in de Hollandse Noordzeekustzone in december 2012 en januari 2013. IMARES, Wageningen.
- Leopold, M.F., R. van Bemmelen & A. Zuur, 2013b. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. IMARES Report nr. C151/12. IMARES, IJmuiden.
- Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl, 2013c. "Windenergie binnen 12 mijl" in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.
- Lewis, S., T.N. Sherratt, K.C.Hamer & S. Wanless, 2001. Evidence of intraspecific competition for food in a pelagic seabird. *Nature* 412: 816-819.
- Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers 1997. Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 260 blz.
- Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.
- Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Rapport 2016.031. Zoogdierverseniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6: 035101.



- Lock K., Faasse M. & Vanagt T.J., 2014. Assessment of the soft sediment fauna six years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2013002.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S. & Bull, A.S., 2015. Identical response of caged rock crabs (Genera *Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences* 114: 33-42.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S., McCrea, M. and Bull, A.S., 2017. Assessing potential impacts of energized submarine power cables on crab harvests. *Continental Shelf Research* 151: 23-29.
- LWVT/SOVON, 2002. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.
- Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfish, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Marine Scotland, 2018. Stochastic Band CRM – GUI User manual. Available at <https://www2.gov.scot/Topics/marine/marineenergy/mre/current/StochasticCRM>
- Marquenie, J., F. van der Laar & H. Poot, 2009. Groen Licht voor Vogels. *De Levende Natuur* 110(6): 290-291.
- Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R. & Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753.
- Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox & R.W. Furness, 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1085-1091.
- Masden, E.A., Reeve, R., Desholm, M., Fox, A. D., Furness, R.W. & Haydon, D.T. 2012. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. *Journal of The Royal Society Interface* 9: 2120-2130.
- Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.
- Mavraki, N., S. Degraer & J. Vanaverbeke, 2021. Offshore wind farms and the attraction-production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses. *Hydrobiologia*, 848: 7.
- May, R. O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42: 170-181.
- Maynard, L.D., 2018. Internal and external factors influencing foraging ecology of North Atlantic large Laridae. MSc Thesis. University of Manitoba.
- McGuire, L.P. C. G. Guglielmo, S. A. Mackenzie & P.D. Taylor, 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, *Lasionycteris noctivagans*. *Journal of Animal Ecology* 81(2): 377–385.
- Meager, J.J., T. Solbakken, A.C. Utne-Palm, T. Oen, 2005. Effects of turbidity on the reactive distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1978-1984
- Mendel, B., J. Kotzerka, J. Sommerfeld, H. Schwemmer, N. Sonntag & S. Garthe, 2014. Effects of the alpha ventus offshore test site on distribution patterns, behaviour and flight heights of seabirds. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Mendel, B., P. Schwemmer, V. Peschko, S. Müller, H. Schwemmer, M. Mercker & S. Garthe, 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia* spp.). *Journal of Environmental Management* 231: 429-438.
- Milner-Gulland E.J. & H.R. Akçakaya, 2001. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. *Trends in Ecology & Evolution* 16(12): 686-692.



- Ministerie van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu. 2015. Vastgestelde notitie reikwijdte en detailniveau. Milieueffectrapport kavelbesluiten Borssele. Download via www.rvo.nl.
- Mitamura, H., H. Nishizawa, Y. Mitsunaga & K. Tanaka, 2021. Attraction of an artificial reef: a migratory demersal flounder remains in shallow water under high temperature conditions in summer. *Environmental Biology of Fishes*, 2021.
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & T.E. Dunn, 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T. & A.D. Poyser, London.
- van Moorsel, G.W.N.M., 2003. Ecologie van de Klaverbank, Biota Survey 2002. Ecosub, Doorn.
- Nagy S., Petkov N., Rees E., Solokha A., Hilton G., Beekman J. & B. Nolet, 2012. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northwest European Population of Bewick's Swan (*Cygnus columbianus bewickii*). AEWA Technical Series No. 44. Bonn, Germany.
- Nature today, 2017. Meer steuren gemeld. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23338>
- Nedelec, S.L., Campbell, J., Radford, A.N., Simpson, S.D. and Merchant, N.D., 2016. Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 836-842.
- Nelson, J.B. 1978. The gannet. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, Herts.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortenteksten dwergmeeuw, dwergstern, grote jager en zilverbmeeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- Netwerk Ecologisch Monitoring (Sovon, CBS, provincies), 2022. Broedvogeltrends in aangewezen gebieden: <https://stats.sovon.nl/stats/soort/5910>. Bezocht op 25-04-2022.
- Niel, C. & J.-D. Lebreton, 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19: 826-835.
- Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann *et al.* 2011.
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018. "Phenological changes in a migratory swan coping with climate change." 6th International Swan Symposium. Abstracts 52.
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018b. "Migratory swans adapting to climate change: short-stopping or short-staying?" 6th International Swan Symposium. Abstract 69.
- O'Brien, S.H., A.S.C.P. Cook & R.A. Robinson, 2017. Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of environmental management* 201: 163-171.
- Öhman, M.C., Sigraý, P. & Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO* 36: 630-634.
- OSPAR Commission, 2008a. Case Reports for the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. *OSPAR Commission, London*.
- OSPAR Commission, 2008b. Background Document on potential problems associated with power cables other than those for oil and gas activities. *Biodiversity Series* 370: 50.
- OSPAR Commission, 2013. Background Document for *Sabellaria spinulosa* reefs. Publication number 614/2013, pp.1-24.
- Pearce, B., Fariñas-Franco, J.M., Wilson, C., Pitts, J., deBurgh, A., & P.J. Somerfield, 2014. Repeated mapping of reefs constructed by *Sabellaria spinulosa* Leuckart 1849 at an offshore wind farm site. *Continental Shelf Research*, 83, 3-13.
- Pennycuik, C.J., 1990. Predicting wingbeat frequency and wavelength of birds. *Journal of Experimental Biology* 150: 171-185.
- Pennycuik, C.J., S. Åkesson & A. Hedenström, 2013. Air speeds of migrating birds observed by ornithodolite and compared with predictions from flight theory. *Journal of the Royal Society Interface* 10(86): 20130419.



- Peschko, V., Mendel, B., Müller, S., Markones, N., Mercker, M., & Garthe, S. 2020a. Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research*, 162, 105157.
- Peschko, V., Mercker, M., & Garthe, S. 2020b. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167: 118
- Peschko, V., Mendel, B., Mercker, M., Dierschke, J. & Garthe, S. 2021. Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. *Journal of Environmental Management* 279: 111509.
- Petersen I.K. & Fox A.D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.
- Petersen, I.K., T.K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.
- Petersen, A., J.-K. Jensen, P. Jenkins, D. Bloch & F. Ingimarsson, 2014a. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. *Acta Chiropterologica* 16(1): 169-195.
- Petersen, I.K., R.D. Nielsen, M.L. Mackenzie, 2014b. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.
- Petersons G., 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). *Myotis* 41/42: 29-56.
- Pettersson, J., 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999 – 2003. Swedish Energy Agency, Lund University.
- Platteeuw M., 1991. Zeevogels langs de Nederlandse kust: wanneer, welke soorten en onder wat voor omstandigheden. *Sula* 5(1): 2-15.
- Platteeuw M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden, 1994. Zeetrekkingen in Nederland in de jaren tachtig. *Sula* 8(1/2, special issue): 1-203.
- Plonczkier P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology* 49: 1187-1194.
- Ponchon, A., C. Aulert, G. Le Guillou, F. Gallien, C. Péron & D. Grémillet, 2017. Spatial overlaps of foraging and resting areas of black-legged kittiwakes breeding in the English Channel with existing marine protected areas. *Marine Biology* 164(5): 119.
- Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie, 2008. Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13(2): 47.
- Poot M.J.M., 2013. Eerste gedachten over de haalbaarheid van nieuwe nearshore windparken in Nederland in relatie tot mogelijke effecten op vogels. Notitie 13.01476 in opdracht van Pondera Consult. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot M.J.M., R.C. Fijn R.J. Jonkvorst C. Heunks M.P. Collier, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2011a. Aerial surveys of seabirds and marine mammals in the Dutch North Sea May 2010 – April 2011. Distribution in relation to future offshore wind farms. Report 10-235. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot M.J.M., P.W. van Horssen, M.P. Collier, R. Lensink & S. Dirksen, 2011b. Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. A modelling approach to estimate effects on population levels in seabirds. Report 11-026. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M.J.M., Fijn, R.C. & H. Schoten, 2012. Aerial survey of Great Crested Grebes along the coast of Holland in February 2011 – how well can the thousands of Great Crested Grebes at sea be counted from the air? *Sula* 26: 49-70.
- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013a. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten Distance sampling en Distance analysis vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan 'Wind op Zee' mei 2010 – april 2011. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.



- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, C. Heunks, T.J. Boudewijn, J. de Jong, P.W. van Horssen, M. Japink, B. van den Boogaard, J. Bergsma, W. Lengkeek, S. Bouma, E.W.M. Stienen, W. Courtens, N. Vanermen, H. Verstraete, M.F. Leopold, P. Pruisscher, K. Buijtelaar, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly, S. van Rijn, J. Philipson, K. Hijne & M.R. van Eerden, 2013b. Hoofdstuk 4 Perceel Vogels. In: Kolff, G. van der & T. Prins. Jaarrapport 2012 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B. Deltares rapport 1200672-011.
- Popper, A.N., M.E. Smith, P.A. Cott, B.W. Hanna, A.O. MacGillivray, M.E. Austin & D.A. Mann, 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *The Journal of the Acoustical Society of America* 117(6): 3958-3971.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., & W.A. Tavoilga, 2014. ASA S3 s-1C1. 4 TR-2014 sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s-1C1 and registered with ANSI. New York, NY: Springer.
- Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2018. The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America* 143: 470-488.
- Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology* 94: 692-713.
- Popper, A.N., & A.D. Hawkins, (eds) 2014. *The effects of noise on aquatic life II*. Springer Science+Business Media, LLC, New York.
- Potiek, A., M.P. Collier, H.Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species. Bureau Waardenburg. Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Prinsen, H.A.M., J.C. Hartman, D. Beuker & L.S.A. Anema, 2013. Vliegbewegingen van meeuwen en sterns bij twee windparken op de Eerste Maasvlakte. Veldonderzoek naar flux, vlieghoogtes en aanvaringslachtoffers, Rapport 13-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rebke, M., V. Dierschke, C.N. Weiner, R. Aumüller, K. Hill & R. Hill, 2019. Attraction of nocturnally migrating birds to artificial light: The influence of colour, intensity and blinking mode under different cloud cover conditions. *Biological Conservation* 233: 220-227.
- Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. *Biol. Cons. Fauna* 102: 291.
- van der Reijden, K.J., Hintzen, N.T., Govers, L.L., Rijnsdorp, A.D. & H. Olf, 2018. North Sea demersal fisheries prefer specific benthic habitats. *PloS One* 13: e0208338.
- van der Reijden, K.J., L. Koop, S. O'Flynn, S. Garcia, O. Bos, C. van Sluis, D.J. Maaholm, P.M.J. Herman, D.G. Simons, H. Olf, T. Ysebaert, M. Snellen, L.L. Govers, A.D. Rijnsdorp & R. Aguilar, 2019. Discovery of *Sabellaria spinulosa* reefs in an intensively fished area of the Dutch Continental Shelf, North Sea. *Journal of Sea Research* 114: 85-94.
- Reiss, H., S.P.R. Greenstreet, K. Sieben, S. Ehrich, G.J. Piet, F. Quirijns, L. Robinson, W.J. Wolff, I. Kröncke, 2009. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series* 394: 201-213.
- Reubens, J., 2011. Windmolens in de Noordzee: een kraamkamer voor de schaarse kabeljauw. *Energienieuws* 27 juli 2012.
- Reubens, J.T., Degraer, S. and Vincx, M., 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia* 727: 121-136.



- Richard, Y. & E.R. Abraham, 2013. Application of Potential Biological Removal methods to seabird populations. New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 108. Ministry for Primary Industries.
- Richardson, W.J., 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos* 30: 224-272.
- Rijksdienst voor ondernemend Nederland Team Uitvoering Visserij, 2017. Informatiebulletin December 2017 DoMuS nummer 17181409
- Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B – Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2016. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee. Update 2016. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Roach, M., Cohen, M., Forster, R., Reville, A.S. & Johnson, M. (ed. S. Degraer), 2018. The effects of temporary exclusion of activity due to wind farm construction on a lobster (*Homarus gammarus*) fishery suggests a potential management approach. *ICES Journal of Marine Science* 75: 1416-1426.
- Roberts, L., Cheesman, S., Breithaupt, T. & Elliott, M., 2015. Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series* 538: 185-195.
- Roberts, L., Harding, H.R., Voellmy, I., Bruintjes, R., Simpson, S.D., Radford, A.N., Breithaupt, T. & Elliott, M., 2016, July. Exposure of benthic invertebrates to sediment vibration: from laboratory experiments to outdoor simulated pile-driving. In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL* (Vol. 27, No. 1, p. 010029). ASA.
- Roberts, L. and M. Elliott, 2017. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. *Science of the Total Environment* 595: 255-268.
- Robertson, G.S., M. Bolton, W.J. Grecian & P. Monaghan, 2014. Inter-and intra-year variation in foraging areas of breeding kittiwakes (*Rissa tridactyla*). *Marine Biology* 161: 1973-1986.
- Robinson, R.A., 2005. BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland – Sandwich Tern. BTO Research Report 407. BTO, Thetford (<http://www.bto.org/birdfacts>, accessed on 12/11/2014).
- Rodgers, J. A. and S. T. Schwikert, 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16: 216-224.
- Ross-Smith, V.H., C.B. Thaxter, E.A. Masden, J. Shamoun-Baranes, N.H.K. Burton, L.J. Wright, M.M. Rehfish & A. Johnston, 2016. Modelling flight heights of Lesser Black-backed Gulls and Great Skuas from GPS: a Bayesian approach. *Journal of Applied Ecology* 53: 1676-1685.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56: 823-827.
- Rydell, J., L. Bach, P. Bach, L. Guia Diaz, J. Furmankiewicz, N. Hagner-Wahlsten, E.-M. Kyheröinen, T. Lilley, M. Masing, M. Max Meyer, G. Pétersons, J. Šuba, V. Vasko, V. Vintulis, & A. Hedenström, 2014. Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South- Eastern North Sea. *Acta Chiropterologica* 16: 139-147.
- Scharringa, C.J.G., W. Ruitenbeek & P.J. Zomerdijs, 2010. Atlas van de Noord-Hollandse broedvogels 2005-2009. Samenwerkende Vogelwerkgroepen Noord-Holland (SVN) / Landschap Noord-Holland.
- Schwemmer, P., 2019. Flight heights and spatio-temporal patterns of Curlew migration across North Sea and Baltic Sea. Birdmove Conference: Tracking bird migration over the seas: Fundamental patterns and their applications for offshore wind farms. Berlin.



- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S., 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21: 1851-1860.
- Schwemmer, P., L. Enners & S. Garthe, 2016. Migration routes of Eurasian Curlews (*Numenius arquata*) resting in the eastern Wadden Sea based on GPS telemetry. *Journal of Ornithology* 157: 901-905.
- Scott, K., Harsanyi, P. & A.R. Lyndon, 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDs) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine Pollution Bulletin* 131: 580-588.
- Searle, K., D. Mobbs, A. Butler, M. Bogdanova, S. Freeman, S. Wanless & F. Daunt, 2014. Population consequences of displacement from proposed offshore wind energy developments for seabirds breeding at Scottish SPAs (CR/2012/03). *Marine Scotland Science*.
- Seiche, K. 2008. Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Sguotti, C., C.P. Lynam, B. Garcia-Carreras, J.R. Ellis & G.H. Engelhard, 2016. Distribution of skates and sharks in the North Sea: 112 years of change. *Global Change Biology* 22: 2729-2743.
- Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H. and Davie, A., 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural Engineering*: 67 67-76.
- Skov, H., S. Heinänen, L., M. Lazcny & M. Chudzinska, 2017. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T2 report. ENECO.
- Skov, H., S. Heinänen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report–April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.
- Slavik, K., Lemmen C., Zhang W., Kerimoglu O., Klingbeil K. & Wirtz K.W. 2017. The large scale impact of offshore windfarm structures on pelagic primary production in the southern North Sea. *Hydrobiologia* 845: 35-53.
- Sluiter J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). *Archives Neerlandaises de Zoologie* 16: 423-439.
- Smaal, A, P. Kamermans, F. Kleissen, L. van Duren & T. van der Have, 2017. Platte oesters in offshore windparken (POP). Wageningen Marine Research rapport, no. C035/17, Wageningen Marine Research, Den Helder.
- SNH 2010. Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model.
- Snoek, R., R de Swart, K. Didderen, W. Lengkeek & M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study.
- Snow, D.W. & C.M. Perrins (eds), 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volume 1 Non-Passerines. Great Crested Grebe *Podiceps cristatus**. Oxford University Press, New York.
- Soudijn, F. H., T. van Kooten, H. Slabbekoorn & A.M. de Roos, 2020. Population-level effects of acoustic disturbance in Atlantic cod: a size-structured analysis based on energy budgets. *Proceedings. Biological sciences*, 287: 1929.
- Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Spiga, I., Caldwell, G.S. & Bruintjes, R., 2016, July. Influence of Pile Driving on the Clearance Rate of the Blue Mussel, *Mytilus edulis* (L.). In: *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL* (Vol. 27, No. 1, p. 040005). ASA.
- Spiga, I., Aldred, N. and Caldwell, G.S., 2017. Anthropogenic noise compromises the anti-predator behaviour of the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (L.). *Marine Pollution Bulletin* 122: 297-305.
- Stöber, U. & F. Thomsen, 2021. How could operational underwater sound from future offshore wind turbines impact marine life? *The Journal of the Acoustical Society of America* 149: 3.
- Stone, E.L., S. Harris & G. Jones 2015. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *Mammalian Biology* 80: 213-219.



- Strucker, R.C.W., F.A. Arts & M.S.J. Hoekstein, 2015. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2014. RWS Centrale Informatievoorziening BM 15.07. RWS Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Vlissingen.
- Sugimoto, H. & H. Matsuda, 2011. Collision risk of White-fronted Geese with wind turbines. *Ornithological Science* 10: 61-71.
- Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N. & A. Carlier, 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 96: 380-391.
- Taormina, B., C. Di Poi, A. Agnalt, A. Carlier, N. Desroy, R. Escobar-Lux, J. D'eu, F. Freytet & C. Durif, 2020. Impact of magnetic fields generated by AC/DC submarine power cables on the behavior of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). *Aquatic Toxicology* 220: 105401.
- Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake, 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101: 567-577.
- Thal, J., S. Feldmann & J.P. Brock, 2019. Geological Desk Study for the IJmuiden Ver Wind Farm Zone. Arcadis Nederland B.V. and Geo-Engineering.org GmbH, 180017. Netherlands Enterprise Agency.
- Thaxter, C.B., B. Lascelles, K. Sugar, A.S.C.P. Cook, S. Roos, M. Bolton, R.H.W. Langston & N.H.K. Burton, 2012a. Seabird Foraging Ranges as a Preliminary Tool for Identifying Candidate Marine Protected Areas. *Biological Conservation* 156: 53-61.
- Thaxter, C.B., Ross-Smith, V.H., Clark, N.A., Conway, G.J., Wade, H., Masden, E.A., Rehfish, M.M., Bouten, W. & Burton, N.H.K. 2012b. Measuring the interaction between marine features of Special Protection Areas with offshore wind farm development zones through telemetry: second year report. BTO Research Report 610. Report to UK Department of Energy and Climate Change.
- Thaxter, C.B., V.H. Ross-Smith, W. Bouten, N.A. Clark, G.J. Conway, M.M. Rehfish & N.H.K. Burton, 2015. Seabird-wind farm interactions during the breeding season vary within and between years: A case study of lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the UK. *Biological Conservation* 186: 347-358.
- Thaxter, C.B., Ross-Smith, V.H., Bouten, W., Masden, E.A., Clark, N.A., Conway, G.J., Barber, L., Clewley, G.D. & Burton, N.H.K. 2018. Dodging the blades: new insights into three-dimensional space use of offshore wind farms by lesser black-backed gulls *Larus fuscus*. *Marine Ecology Progress Series* 587: 247-253.
- Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd 62.
- Troost, T., 2008. Estimating the frequency of bird collisions with wind turbines at sea. Guidelines for using the spreadsheet 'Bird collisions Deltares v.1-0.xls'. Deltares, 2008.
- Troost, K., Perdon, K., Van Zwol, J., Jol, J. & Van Asch M., 2017. Schelpdierenbestanden in de Nederlandse kustzone in 2017. CVO rapport: 17.014.
- Tulp, I., H. Schekkerman, J.K. Larsen, J. van der Winden, R.J.W. van de Haterd, P.W. van Horsen, S. Dirksen & A.L. Spaans, 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the wind park Tunø Knob in the Kattegat. Rapport 99.64. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Vanagt T., Van de Moortel L., Heusinkveld J., Faasse M., Pérez-Domínguez R. & Lock K., 2013. Assessment of the soft sediment fauna five years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2012011-2.
- Vanagt T. & Faasse M., 2014. Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.
- Vanaverbeke, J., U. Braeckman, E. de Borger, N. Mavraki, E. Toussaint & H. Voet, 2018. Interactions between biological and physical effects modify local biogeographic cycling processes in offshore wind farms. Poster EMBS Ostende 2018
- Vandendriessche, S., Derweduwen, J. and Hostens, K., 2015. Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia* 756: 19-35.



- Vandendriessche, S., A.M. Ribeiro da Costa & K. Hostens, 2016. Wind farms and their influence on the occurrence of ichthyoplankton and squid larvae. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.
- Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete, 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport INBO.R.2013.755887. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vanermen N., T. Onkelinx, W. Courtens, M. Van de Walle, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2014. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 51-61.
- Vanermen, N., T. Onkelinx, W. Courtens, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 1-11.
- Vanermen, N., R.C. Fijn, E.B. Rebolledo, R.J. Buijs, W. Courtens, S. Duijns, S. Lilipaly, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2022. Tracking lesser black-backed and herring gulls in the Dutch Delta. Distribution, behaviour, breeding success and diet in relation to (future) offshore wind farms, Rapport 21-318. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Verduin, E.C., R. Olie, M.A. Faasse & J.J. van Deelen, 2020b. Macrozoöbenthosonderzoek met de bodemschaaf op de Noordzee. Rapportage 2019. Versie 03. Eurofins Aquasense. Amsterdam.
- Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153: 80-86.
- Voigt, C. C., Rehnig, K., Lindecke, O., & Pētersons, G. (2018). Migratory bats are attracted by red light but not by warm-white light: Implications for the protection of nocturnal migrants. *Ecology & Evolution* 8: 9353-9361.
- Voslamber, B., 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. Flevovericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Votier, S.C., S. Bearhop, M.J. Witt, R. Inger, D. Thompson & J. Newton, 2010. Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. *Journal of Applied Ecology* 47: 487-497.
- VROM, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. 2005. Nota Ruimte: Ruimte voor ontwikkeling. Den Haag.
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14: 1-37.
- Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martinez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology* 57(2): 253-269.
- Wakefield, E.D., Bodey, T.W., Bearhop, S., Blackburn, J., Colhoun, K., Davies, R., Dwyer, R.G., Green, J.A., Gremillet, D., Jackson, A.L., Jessopp, M.J., Kane, A., Langston, R.H.W., Lescoel, A., Murray, S., Le Nuz, M., Patrick, S.C., Peron, C., Soanes, L.M., Wanless, S., Votier, S.C. & Hamer, K.C. 2013. Space partitioning without territoriality in gannets. *Science* 341: 68-70.
- Wakeling, J.M. & J. Hodgson, 1992. Optimisation of the flight speed of the little, common and Sandwich tern. *Journal of Experimental Biology* 169: 261-266.
- van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when



- assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.
- van der Wal, J.T., M.E.B. van Puijenbroek & M.F. Leopold, 2018. Cumulatieve effecten van offshore windparken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030. No. C059/18. Wageningen Marine Research.
- Walker, P.A. en Kingma, I. 2020. Brochure haaien en roggen in Nederlandse wateren. NEV Rapport 2020-01, 28 blz.
- Walls, R., S. Canning, G. Lye, L. Givens, C. Garrett & J. Lancaster 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland. (Operational Year 1). E.ON Climate & Renewables & Natural Power publication 1022038.
- Wanless, S., 1981. The Gannets of Boeray. Pp. 26-28 in: Duncan, N., Bullock, D. & Taylor, K. (Eds) The Boeray 1980 expedition - a report on the ecology and natural history of St Kilda. Unpublished University of Durham Expedition Report.
- Wanless, S., 1984. The growth and food of young Gannets *Sula bassana* on Ailsa Craig. Seabird 7: 62-70.
- Welcker, J. & G. Nehls, 2016. Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. Marine Ecology Progress Series 554: 173-182.
- Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology 15: 369-375.
- Westerberg, H., I. Lagenfelt, & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. ICES Journal of Marine Science 64: 1457-1462.
- Wilber, D.H., D.A. Carey & M. Griffin, 2018. Flattish habitat use near North America's first offshore wind farm. Journal of Sea Research 139: 24-32.
- Wilber, D.H., L. Brown, M. Griffin, G.R. DeCelles & D.A. Carey, 2022. Offshore wind farm effects on flounder and gadid dietary habits and condition on the northeastern US coast. Marine Ecology Progress Series 683: 123-138.
- Wilbers, R., 2018. Heiplan - Borssele Alpha, net op zee Borssele. Referentie BSA-TTB-00650. TenneT, Arnhem.
- Williamson, B., S. Fraser, L. Williamson, V. Nikora & B. Scott, 2019. Predictable changes in fish school characteristics due to a tidal turbine support structure. Renewable Energy 141: 1092-1102.
- Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.
- Witbaard, R. & P. Kamermans, 2009. De bruikbaarheid van de klepstandmonitor op *Ensis directus* ten behoeve van de monitoring van aan zandwinning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10. NIOZ, Texel.
- Witbaard, R., M.S.S. Lavaleye, G.C.A. Duineveld & M.J.N. Bergman, 2013. Atlas of the megabenthos (incl. small fish) on the Dutch Continental Shelf of the North Sea. NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research, Report 2013-4.
- Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.
- Wright, L.J., V.H. Ross-Smith, G.E. Austin, D. Massimino, D. Dadam, A.S.C.P. Cook, N.A. Calbrade & N.H.K. Burton, 2012. Assessing the risk of offshore wind farm development to migratory birds designated as features of UK Special Protection Areas (and other Annex 1 species). BTO Research Report No. 592, Strategic Ornithological Support Services - Project SOSS-05, Thetford, UK.
- Wright, S.R., Lynam, C.P., Righton, D.A., Metcalfe, J., Hunter, E., Riley, A., Garcia, L., Posen, P. & Hyder, K., 2018. Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. ICES Journal of Marine Science.
- Zabar, Z., Birenbaum, L., Cheo, B.R., Joshi, P.N. & Spagnolo, A., 1992. A detector to identify a de-energized feeder among a group of live ones. IEEE transactions on power delivery, 7(4), pp.1820-1824.



Zijl, F., S.C. Laan, A. Emmanouil, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin & L.A. van Duren, 2021. Potential ecosystem effects of large upscaling of offshore wind in the North Sea. Bottom-up approach. Deltares.



Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving

Inleiding

In deze bijlage worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Wind op Zee' (2014) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit, zoals de Wet natuurbescherming. Hierin liggen ook de vergunningen en ontheffingen verankerd. Waar in onderstaande tekst dus over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden gezien in het licht van het kavelbesluit.

In de natuurwetgeving wordt een onderscheid gemaakt tussen soortenbescherming en gebiedsbescherming, die vanaf 1 januari 2017 onder de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) zijn gebracht. Gebiedsbescherming is in deze wet beschreven onder § 1.2.1 'Natura 2000-gebieden' en de bescherming van soorten onder § 1.2.2 'Soorten'. Met deze wet geeft Nederland momenteel invulling aan de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen. De regels voor de Ecologische Hoofdstructuur zijn opgenomen in het Barro (§ 1.3). Ook wordt kort ingegaan op de betekenis van Rode lijsten (§ 1.4). De Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet is beschreven in § 1.5.

Wet natuurbescherming (Wnb)

Art 1.10 De Wet natuurbescherming is gericht op:

- het beschermen en ontwikkelen van de natuur, mede vanwege de intrinsieke waarde, en het behouden en herstellen van de biologische diversiteit;
- het doelmatig beheren, gebruiken en ontwikkelen van de natuur ter vervulling van maatschappelijke functies, en
- het verzekeren van een samenhangend beleid gericht op het behoud en beheer van waardevolle landschappen, vanwege hun bijdrage aan de biologische diversiteit en hun cultuurhistorische betekenis, mede ter vervulling van maatschappelijke functies.

Art 1.11 Een ieder neemt voldoende zorg in acht voor Natura 2000-gebieden, bijzondere nationale natuurgebieden en voor in het wild levende dieren en planten en hun directe leefomgeving. Deze zorgplicht houdt in elk geval in dat handelingen waarvan redelijkerwijs verwacht mag worden dat ze nadelige gevolgen kunnen hebben voor een Natura 2000-gebied, een bijzonder nationaal natuurgebied of voor in het wild levende dieren en planten achterwege blijven, dan wel noodzakelijke maatregelen treft om negatieve gevolgen te voorkomen, of voor zover die gevolgen niet kunnen worden voorkomen ze beperkt of ongedaan maakt.

Art 1.12 Gedeputeerde staten van de provincies dragen zorg voor:

- het nemen van de nodige maatregelen voor de bescherming, de instandhouding of het herstel van biotopen en leefgebieden in voldoende gevarieerdheid voor alle van nature in



het wild levende vogelsoorten, planten en dieren en hun habitats van bijlagen II, IV en V bij de Habitatrichtlijn;

- habitattypen van bijlage I van deze richtlijn;
- het behoud of het herstel van een gunstige staat van instandhouding van de met uitroeiing bedreigde of speciaal gevaar lopende van nature in het wild voorkomende dier- en plantensoorten;
- de totstandkoming en instandhouding van een samenhangend landelijk ecologisch netwerk, genaamd Natuurnetwerk Nederland.

Gedeputeerde staten kunnen gebieden buiten het Natuurnetwerk Nederland aanwijzen die van provinciaal belang zijn vanwege hun natuurwaarden of landschappelijke waarden, met inachtneming van hun cultuurhistorische kenmerken. Deze gebieden worden aangeduid als 'bijzondere provinciale natuurgebieden' en 'bijzondere provinciale landschappen'.

Natura 2000-gebieden

De Wnb heeft tot doel het beschermen en in stand houden van Natura 2000-gebieden.

Relevante wettelijke bepalingen

De beoordeling van projecten en andere handelingen wordt geregeld in artikel 2.7 tot en met artikel 2.9. Aanwijzingsbesluiten geven de instandhoudingsdoelstellingen ten aanzien van de leefgebieden voor vogels van de Vogelrichtlijn, de natuurlijke habitats en de habitats van soorten van de Habitatrichtlijn. De instandhoudingsmaatregelen zijn voor elk gebied beschreven in het beheerplan. Tevens beschrijft het beheerplan welke handelingen en ontwikkelingen in het gebied en daarbuiten het bereiken van de instandhoudingsdoelstelling niet in gevaar brengen. Voor het uitvoeren van plannen of projecten kan GS de verplichting opleggen tot preventieve of herstelmaatregelen. Dit is niet van toepassing indien voor het plan of project een (omgevings)vergunning is verleend.

Beoordeling van plannen en projecten

Art. 2.7 Voor een plan dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van een Natura 2000-gebied, en dat afzonderlijk of in combinatie (in cumulatie) met andere plannen of projecten significante gevolgen kan hebben voor een Natura 2000-gebied, is een **passende beoordeling** noodzakelijk.

Er is een **vergunning** nodig van GS voor projecten of andere handelingen die de kwaliteit van de natuurlijke habitats of de habitats van soorten in dat gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor dat gebied is aangewezen. De bevoegdheid ten aanzien van de vergunningverlening ligt bij GS van de provincie waarin het project wordt uitgevoerd.

Er geldt een **uitzonderingen op de vergunningprocedure** op grond van de Wet natuurbescherming: als 1) via een andere wettelijke bepaling een passende beoordeling verplicht is (bijvoorbeeld op grond van de Tracéwet of de Spoedwet wegverbreding) voor de besluitvorming. 2) als de vergunningverlening via de Wabo loopt, dus via een omgevingsvergunning



Art. 2.8 Géén vergunning is nodig:

- Als het project of de handeling is opgenomen in een Natura 2000-beheerplan of in een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS). Voorwaarde is dat 1) dat het bestuursorgaan dat het plan of programma heeft vastgesteld heeft, tevens bevoegd gezag is voor vergunningverlening of dat dit bestuursorgaan heeft ingestemd heeft met het plan of programma.
- Als het project of de handeling al bestond of bekend was op de referentiedatum 31 maart 2010 of later als het gebied later is aangewezen (ook wel bekend als bestaand gebruik).
- Bij door PS bij verordening aangewezen categorieën van gevallen.
- Als het project of andere handeling deel uitmaakt van een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS), mits opgenomen in een algemene maatregel van bestuur en mits voldaan wordt aan een aantal voorwaarden.

Toelichting op begrippen

Habitattoets

De habitattoets is de verzamelnaam van toetsingen van effecten van plannen en projecten op de realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. In beginsel worden de effecten van plannen en projecten op Natura 2000-gebied 'passende beoordeeld'. Als er kans is op significant negatieve effecten en mitigerende maatregelen bij de beoordeling zijn betrokken wordt gesproken over een '**passende beoordeling**'. Om procedurele redenen kan er voor worden gekozen om een **oriëntatiefase** – soms ook wel '**voortoets**' genoemd – te doorlopen. De inhoudelijke studie is in grote lijnen identiek met een passen de beoordeling, echter mitigerende maatregelen zijn bij de oriëntatiefase niet bij de beoordeling betrokken. Als de conclusie is dat significante negatieve effecten niet op voorhand kunnen worden uitgesloten en maatregelen nodig zijn om significant negatieve effecten met zekerheid te voorkomen, zal alsnog een passende beoordeling nodig zijn.

Mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen zijn maatregelen ter voorkoming of beperking van het (mogelijke) effect van het project of andere handeling en deze maatregelen zijn onlosmakelijk verbonden zijn met een project / andere handelingen.

Cumulatieve effecten

Voor de habitattoets geldt uitdrukkelijk dat voor elke activiteit onderzocht moet worden of er mogelijke significante effecten zijn als gevolg van de activiteit afzonderlijk *en* in combinatie met andere plannen en projecten. In het laatste geval moeten de gezamenlijke ofwel cumulatieve effecten beoordeeld worden in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. Het gaat daarbij om alle plannen en projecten die op bestuurlijk niveau zijn goedgekeurd.

Significantie

Van significante effecten kan sprake zijn als ten gevolge van het plan of project realisatie van de instandhoudingsdoelen wordt bemoeilijkt of onmogelijk wordt gemaakt. In de Leidraad bepaling Significantie is het begrip 'significante gevolgen' toegelicht.⁴

⁴ Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Publicatie Steunpunt Natura 2000, versie 27 mei 2010.



Externe werking

Ook activiteiten buiten het Natura 2000-gebied kunnen vergunningplichtig zijn als die activiteiten negatieve effecten op de instandhoudingsdoelen voor het gebied (kunnen) veroorzaken. Dit wordt de 'externe werking' van de bescherming genoemd.

Soorten

Verbodsbepalingen

De Wnb onderscheid bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

Art. 3.1 Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn

1. Het is verboden opzettelijk in het wild levende vogels (VR artikel 1) te doden of te vangen.
2. Het is verboden opzettelijk nesten, rustplaatsen en eieren van te vernielen of te beschadigen, of nesten van vogels weg te nemen.
3. Het is verboden eieren van vogels te rapen en deze onder zich te hebben.
4. Het is verboden vogels opzettelijk te storen.
5. Het verbod, opzettelijk storen, is niet van toepassing indien de storing niet van wezenlijke invloed is op de staat van instandhouding van de desbetreffende vogelsoort.
Het ministerie heeft een lijst gemaakt van soorten vogels die hun nest doorgaans het hele jaar door of telkens opnieuw gebruiken. Deze nesten zijn jaarrond beschermd⁵.

Art. 3.5 Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn

1. Het is verboden in het wild levende **dieren** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage II, VvBonn Bijlage I) opzettelijk te doden of te vangen.
2. Het is dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te verstoren.
3. Het is verboden eieren van dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te vernielen of te rapen.
4. Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen te beschadigen of te vernielen.
5. Het is verboden **planten** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage I) te plukken, verzamelen, af te snijden, ontwortelen of te vernielen.

Art. 3.10 Beschermingsregime andere soorten

1. Het is verboden in het wild levende **zoogdieren, amfibieën, reptielen, vissen, dagvlinders, libellen en kevers** van de soorten, genoemd in de bijlage, onderdeel A, van deze wet opzettelijk te doden of te vangen.
2. Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen te beschadigen of te vernielen.
3. Het is verboden **vaatplanten** genoemd in de bijlage, onderdeel B, van deze wet te plukken, verzamelen, af te snijden, ontwortelen of te vernielen.

In de Bijlagen van de Verdragen van Bern en Bonn worden ook vogels genoemd. Sommige vogelsoorten vallen daarmee zowel onder het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' als ook onder het 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn'. Het 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn' is ten aanzien van 'verstoren' strikter dan het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' (zie tabel). Aan de andere kant zijn de ontheffingsgronden voor het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' weer beperkter dan voor

⁵ Zie de Aangepaste lijst jaarrond beschermde vogelnesten ontheffing Flora- en faunawet ruimtelijke ingrepen, ministerie van LNV, augustus 2009.



'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn'. We gaan in het toetsingskader zekerheidshalve uit van het juridisch strengste beschermingsregime.

Ontheffingen en vrijstellingen

Gedeputeerde staten kunnen een ontheffing verlenen van verboden die gelden voor Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Art 3.3) en Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Art 3.8). Provinciale staten en de Minister kunnen bij verordening vrijstelling verlenen van deze verboden (Art 3.3, Art 3.8).

Een ontheffing of een vrijstelling wordt uitsluitend verleend als aan de volgende voorwaarden is voldaan:

- er geen andere bevredigende oplossing bestaat,
- er is voldaan aan een in Art 3.3 dan wel Art 3.8 genoemd belang,
- er geen sprake is van een verslechtering van de (gunstige) staat van instandhouding van de betreffende soort.

Aan een ontheffing kunnen voorwaarden worden gesteld om schade te beperken of te compenseren zodat er geen afbreuk wordt gedaan aan de Svl.

Art 3.3, Art 3.8 De verboden voor zijn niet van toepassing op handelingen ten behoeve van instandhoudingsmaatregelen en handelingen in het kader van een Natura 2000-beheerplan.

Art. 3.10 Voor soorten vallend onder '*Beschermingsregime andere soorten*' kan de provincie aanvullend (op Art 3.8) een vrijstelling verlenen voor handelingen in het kader van de **ruimtelijke inrichting of ontwikkeling** van gebieden en **bestendig beheer of onderhoud**.

Art. 3.31 De hierboven genoemde verboden zijn niet van toepassing op handelingen die zijn beschreven in en aantoonbaar worden uitgevoerd overeenkomstig een door Onze Minister goedgekeurde **gedragscode** en die plaatsvinden in het kader van bestendig beheer of onderhoud en ruimtelijke ontwikkeling en inrichting.

Natuurnetwerk Nederland en Barro

Natuurnetwerk Nederland (NNN, voorheen EHS) heeft als doel om van de bestaande en nieuwe natuur een goed functionerend netwerk te maken. Het ruimtelijk beleid voor de NNN is gericht op 'behoud, herstel en ontwikkeling van de wezenlijke kenmerken en waarden' van de NNN. Op plannen, projecten of handelingen binnen de NNN is het 'nee, tenzij'-regime van toepassing. Vanaf 1 oktober 2012 is het nee, tenzij-regime vastgelegd in het Besluit algemene regelingen ruimtelijke ordening, kortweg Barro.

Het Barro bepaalt dat provincies de (begrenzing van de) NNN moeten vastleggen in een provinciale verordening. In die verordening worden regels gesteld omtrent de inhoud van en de toelichting bij bestemmingsplannen in het belang van de realisatie, bescherming, instandhouding en verdere ontwikkeling van de beoogde natuurkwaliteit van de NNN



De provincies moeten de wezenlijke kenmerken en waarden van de NNN vastleggen. De wezenlijke kenmerken en waarden zijn de huidige en potentiële waarden, gebaseerd op de natuurdoelen voor het gebied. De natuurdoelen worden vaak per perceel in natuurdoeltypen of beheertypen vastgelegd.

Het Barro bepaalt in art. 2.10.4 de voorwaarden waaronder plannen kunnen worden toegestaan, die (per saldo) leiden tot een significante aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden, of een significante vermindering van de oppervlakte of de samenhang van de NNN:

- er is sprake van een groot openbaar belang (waaronder in ieder geval worden gerekend: de veiligheid, de hoofdinfrastructuur, de drinkwatervoorziening, de plaatsing van installaties voor de opwekking van elektriciteit met behulp van windenergie of de plaatsing van installaties voor de winning, opslag of transport van aardgas),
- er zijn geen reële andere mogelijkheden, en
- de negatieve effecten worden waar mogelijk beperkt en de overblijvende effecten worden gecompenseerd.

De begrenzing kan alleen worden gewijzigd voor zover op basis van een ecologische onderbouwing is vastgesteld dat:

1. de wijziging leidt tot een verbetering van de samenhang van de NNN of tot een betere inpassing van de NNN in de planologische omgeving, en
2. ten minste de kwalitatieve en kwantitatieve doelstellingen van de NNN in het desbetreffende gebied worden behouden; of
3. ten behoeve van een kleinschalige ontwikkeling voor zover:
 - a. de aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden en van de samenhang van de NNN als gevolg van de ontwikkeling beperkt is;
 - b. de voorgenomen wijziging leidt tot een kwalitatieve of kwantitatieve versterking van de NNN in het desbetreffende gebied;
 - c. de voorgenomen wijziging ertoe niet leidt dat de oppervlakte van de NNN afneemt;
 - d. de voorgenomen wijziging zorgvuldig is onderbouwd, waarbij blijkend uit de bij het bestemmingsplan behorende toelichting in ieder geval alternatieven zijn afgewogen, en
 - e. maatregelen worden genomen die een goede landschappelijke en natuurlijke inpassing borgen.

In principe wordt de eventuele compensatieopgave buiten de NNN gerealiseerd. De compensatie hoeft niet in de nabijheid van de ingreep plaats te vinden en hoeft ook niet in hetzelfde natuurtype te worden uitgevoerd. Het gaat erom dat de positieve ecologische effecten van realisatie van de compensatie op de NNN (in natuurkwaliteit, oppervlakte of ruimtelijke samenhang) gelijkwaardig zijn aan de negatieve effecten van de ingreep in de NNN. Realisatie van de compensatie in de NNN is mogelijk, bijvoorbeeld als dat kan leiden tot een versnelling van de realisatie van de NNN. Voorwaarde daarbij is dat er door middel van een herbegrenzing tegelijkertijd voor wordt gezorgd dat de omvang van de NNN niet afneemt.



Rode lijsten

Rode lijsten zijn geen wettelijke instrumenten, maar zijn sturend voor beleid. Zij dienen om prioriteiten in middelen en maatregelen te kunnen bepalen. Bij het beoordelen van maatregelen en ingrepen kunnen de Rode lijsten echter wel een belangrijke rol spelen. Er zijn nu landelijke Rode lijsten vastgesteld voor paddestoelen, korstmossen, mossen, vaatplanten, platwormen, land- en zoetwaterweekdieren, bijen, dagvlinders, haften, kokerjuffers, libellen, sprinkhanen en krekels, steenvliegen, vissen, amfibieën, reptielen, zoogdieren en vogels (LNV 2004). Een aantal provincies heeft aanvullende provinciale Rode lijsten opgesteld.

Van soorten op de Rode lijst moet worden aangenomen dat negatieve effecten van ingrepen de gunstige staat van instandhouding relatief gemakkelijk in gevaar brengen. Waar het beschermde soorten betreft zal er dus extra aandacht aan mitigatie en compensatie moeten worden besteed. Bij niet-beschermde soorten of soortgroepen kunnen op grond van de zorgplicht extra maatregelen worden gevegd. Bij een aantal soortgroepen gaat het echter om tientallen of honderden moeilijk vast te stellen soorten, waardoor de waarde voor praktische toepassingen vaak beperkt is.

Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet

Toetsingskader KRW

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft tot doel het bereiken van een goede ecologische en chemische toestand in alle wateren in Europa in 2015. De invoering van de KRW brengt voor waterbeheerders verschillende verplichtingen met zich mee zoals het bepalen van doelstellingen, het uitvoeren van herstelmaatregelen en het meten van de resultaten. De KRW gaat uit van een resultaatsverplichting.

Waterwet en Bkmw

De Nederlandse Waterwet voegt de volgende acht bestaande waterbeheerwetten samen:

- Wet op de waterhuishouding.
- Wet verontreiniging oppervlaktewateren.
- Wet verontreiniging zeewater.
- Grondwaterwet.
- Wet droogmakerijen en indijkingen.
- Wet op de waterkering.
- Wet beheer rijkswaterstaatswerken (de 'natte' delen daarvan).
- Waterstaatswet 1900 (het 'natte' gedeelte ervan).

Daarnaast wordt vanuit de Wet bodembescherming de regeling voor waterbodems ondergebracht bij de Waterwet. De Waterwet is per 22 december 2009 in werking getreden.

De Nederlandse voorschriften en doelstellingen uit de KRW, de Grondwaterrichtlijn en de Richtlijn Prioritaire Stoffen zijn geïmplementeerd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (Bkmw) 2009. De doelen voor de goede chemische en ecologische



toestand van oppervlaktewaterlichamen worden wettelijk vastgelegd in de vorm van milieukwaliteitseisen. De chemische doelen zijn direct verwoord in het Besluit, de ecologische doelen zijn opgenomen via een verwijzing naar de referenties en maatlatten voor natuurlijke wateren (STOWA 2007-32) en omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen (STOWA 2007-32b).

Het Besluit en de Wet milieubeheer (Wm) geven daarnaast een nadere uitwerking van de KRW-doelstelling van geen achteruitgang. Het Besluit brengt uitdrukkelijk geen directe koppeling tot stand tussen individuele besluiten (bijvoorbeeld vergunningen) en de vastgelegde milieukwaliteitseisen. De milieukwaliteitseisen worden alleen gekoppeld aan de bevoegdheid tot het vaststellen van plannen in het kader van de Waterwet. Dit betekent dat doorwerking van de eisen uit het Bkmw naar individuele besluiten indirect gebeurt via de water(beheer)plannen. In de water(beheer)plannen worden de doelstellingen specifiek uitgewerkt naar waterlichamen en wordt aangegeven hoe hierop voor nieuwe activiteiten wordt getoetst. Voor de rijkswateren vindt deze uitwerking plaats in het 'Toetsingskader waterkwaliteit'. Dit vormt een bijlage bij het Beheer- en Ontwikkelplan voor de Rijkswateren 2010-2015 (BPRW)

Omdat het toetsingskader voorlopig alleen is opgesteld voor de Rijkswateren, worden alleen deze wateren hier besproken. Een toetsingskader voor regionale wateren is in voorbereiding.

Het Toetsingskader waterkwaliteit

Ter bescherming en verbetering van de waterkwaliteit voert Rijkswaterstaat de komende planperiode verschillende soorten maatregelen uit (zie BPRW). Zo wordt het huidige beschermingsniveau van de waterkwaliteit gehandhaafd, zoals de KRW vereist. Voor nieuwe activiteiten of ingrepen in een waterlichaam moet een toetsing worden uitgevoerd. De centrale vraag daarbij is of de KRW-doelstellingen voor het waterlichaam waarop de activiteit mogelijk effecten heeft, nog wel behaald kunnen worden als de activiteit daadwerkelijk plaatsvindt.

De begrenzing van oppervlaktewaterlichamen in de Waterwet is doorgaans ruimer dan die in het kader van de KRW. De KRW-waterlichamen zijn in de meeste gevallen beperkt tot het natte areaal, terwijl Rijkswaterstaat in het kader van de Waterwet ook het waterstaatkundig beheer voert over drogere gebieden in de uiterwaarden en de buitendijkse gebieden rond de grote meren. Initiatieven in gebieden die op grond van de Waterwet zijn aangewezen als de drogere oevergebieden, zullen alleen in aanmerking komen voor een toets vanuit KRW-perspectief als daar concreet externe effecten op een KRW-waterlichaam te verwachten zijn.

De begrenzing van de KRW-waterlichamen is te vinden op de gedetailleerde kaarten in de achterliggende brondocumenten voor de waterlichamen. De begrenzing van de oppervlaktewaterlichamen in de zin van de Waterwet voor zover in beheer bij Rijkswaterstaat is te vinden in de Waterregeling.



Bevoegd gezag

Rijkswaterstaat (regionale diensten) is bevoegd gezag voor nieuwe vergunningen op grond van de Ontgrondingenwet (OW) en Waterwet (WW). Bepaalde initiatieven zijn dusdanig groot van omvang dat daarvoor een milieueffectrapport (MER) nodig is als onderdeel van de besluitvorming. Ook daar geldt de rol als bevoegd gezag. De rol van bevoegd gezag geldt ook voor het geval van algemene regels (zoals Activiteitenbesluit) waarbij het toepassen van maatwerkvoorschriften mogelijk is.

Het Toetsingskader KRW bestaat analoog aan de richtlijn zelf, uit een onderdeel Chemie en een onderdeel Biologie met elk hun eigen beslisschema.

Chemie

Dit onderdeel van het toetsingskader geldt voor alle individuele besluiten waar lozingen of emissies van stoffen of warmte aan de orde zijn. Hiervoor zijn de volgende doelstellingen relevant:

- Chemische toestand: de normen voor prioritaire (gevaarlijke) stoffen.
- Ecologische toestand: BPRW 2010-2015: Toetsingskader KRW (zie hierna)
 - Algemene fysisch-chemische parameters (nutriënten, temperatuur etc)
 - Overige relevante stoffen.

De toetsing geschiedt voor al deze parameters op een vergelijkbare wijze. Wel moet rekening worden gehouden met het feit dat voor de algemene fysisch-chemische parameters vijf toestandsklassen gelden (conform het STOWA-rapport waarin de ecologische doelen zijn vastgelegd) en voor de andere parameters niet. Voor de chemische toestand kent de KRW maar twee toestandsklassen. De overige relevante stoffen fungeren als indicatoren voor de ecologische toestand. Voor deze stoffen gelden de facto ook maar twee toestandsklassen: goed (voldoet wel aan de norm) en niet goed (voldoet niet aan de norm).

De toetsing gebeurt op basis van enerzijds inzicht in de belasting (aandeel verschillende bronnen en toename als gevolg van extra lozing) en de huidige toestand (hoeveel ruimte is er tot een volgende onderliggende klassegrens). Als de toestand slecht is of vlak bij een lagere klassegrens ligt, lijkt een restrictieve benadering noodzakelijk (>1% toename is significant). Is de toestand goed of ligt deze ver af van een lagere klassegrens, dan is een ruimere grens voor significantie te hanteren. Als een dergelijke toets leidt tot de conclusie dat er sprake is van een reëel risico op achteruitgang dan kan een lozing of activiteit niet zonder aanvullende randvoorwaarden plaatsvinden. Deze aanvullende maatregelen kunnen liggen in extra zuiveringsstappen, aanpassing van lozingslocatie bij lozingen of aanpassing van allocatie, ontwerp of inrichting van ruimtelijke ingrepen. Dit kan leiden tot een inperking of weigering ten opzichte van wat is aangevraagd.

Toetsingskader chemie

De werkwijze is samengevat in het beslisschema (fig. 1).

Als er sprake is van een achteruitgang van de chemische toestand of een indicatie voor achteruitgang van de ecologische toestand, kan de aanvraag niet zomaar gehonoreerd worden. In dat geval komt de vergunningverlener in het beslisschema op een omslagpunt van 'ja, mits' naar 'nee, tenzij' als leidend criterium voor de vraag of het aangevraagde



vergund mag worden. In dat geval is een nadere afweging aan de orde waarbij het weigeren van de vergunning uiterste mogelijkheid is. Het stellen van aanvullende voorwaarden zodat wel voorkomen wordt dat er sprake is van achteruitgang is eveneens een optie. Het weigeren van een vergunning heeft grote rechtsgevolgen en een zorgvuldige afweging en motivering op maat. Ditzelfde geldt voor het stellen van aanvullende voorwaarden boven BBT. Hiervoor moeten geavanceerde modellen worden gebruikt, Hierbij kunnen de volgende elementen betrokken worden:

- Een achteruitgang van de zeer goede naar de goede ecologische toestand is toegestaan tengevolge van nieuwe duurzame ontwikkeling (artikel 4.7 KRW).
- De te vergunnen emissie wordt voldoende gereduceerd door aanvullende maatregelen binnen de aangevraagde activiteit in kwestie (BBT-plus).
- De te vergunnen emissie wordt binnen de planperiode met zekerheid gecompenseerd door maatregelen elders binnen of bovenstrooms van het waterlichaam.
- Het lozingspunt is te verplaatsen naar een andere locatie of een andere waterlichaam waar dit geen achteruitgang van de toestand oplevert.

Gelet op het hoge abstractieniveau van deze toetsing (waterlichaamniveau) in vergelijking met de emissie-immissietoets (niveau van de mengzone) is de verwachting dat in veruit de meeste gevallen waarin een lozing aanvaardbaar is op grond van de emissie-immissietoets geen sprake zal zijn van een (indicatie voor) achteruitgang van de toestand. In die gevallen waarin dit wel zo is, dient bijzondere aandacht te worden besteed aan motivering en interne toetsing van de vergunning of het besluit.

Biologie

Het Beslisschema voor Biologie bestaat uit twee delen: een toetsingskader algemeen (Deel 1) en een toetsingskader watertype afhankelijk (Deel 2). Afhankelijk van de antwoorden moeten 1 of 2 stroomschema's worden doorlopen (zie fig. 2 en 3):

Deel 1: toetsingskader algemeen

Hierin staan enkele algemene vragen die voor alle waterlichamen van belang zijn en niet of nauwelijks watertype afhankelijk zijn. Hierbij wordt gekeken naar:

1. De locatie van de ingreep.
2. Het voorkomen van de ingreep op lijsten van ingrepen zonder significante negatieve effecten op de ecologische kwaliteit.
3. Effecten op een geplande of reeds uitgevoerde KRW-maatregel. Dit is van belang omdat er een resultaatsverplichting zit op de omvang van de geplande KRW-maatregelen.

Denk hierbij ook aan de ruimteclaim van nog geplande KRW-maatregelen.

Indien dit stroomschema nog geen uitsluitel biedt over eventuele effecten van een ingreep op de biologische kwaliteit dan wordt het volgende stroomschema doorlopen:

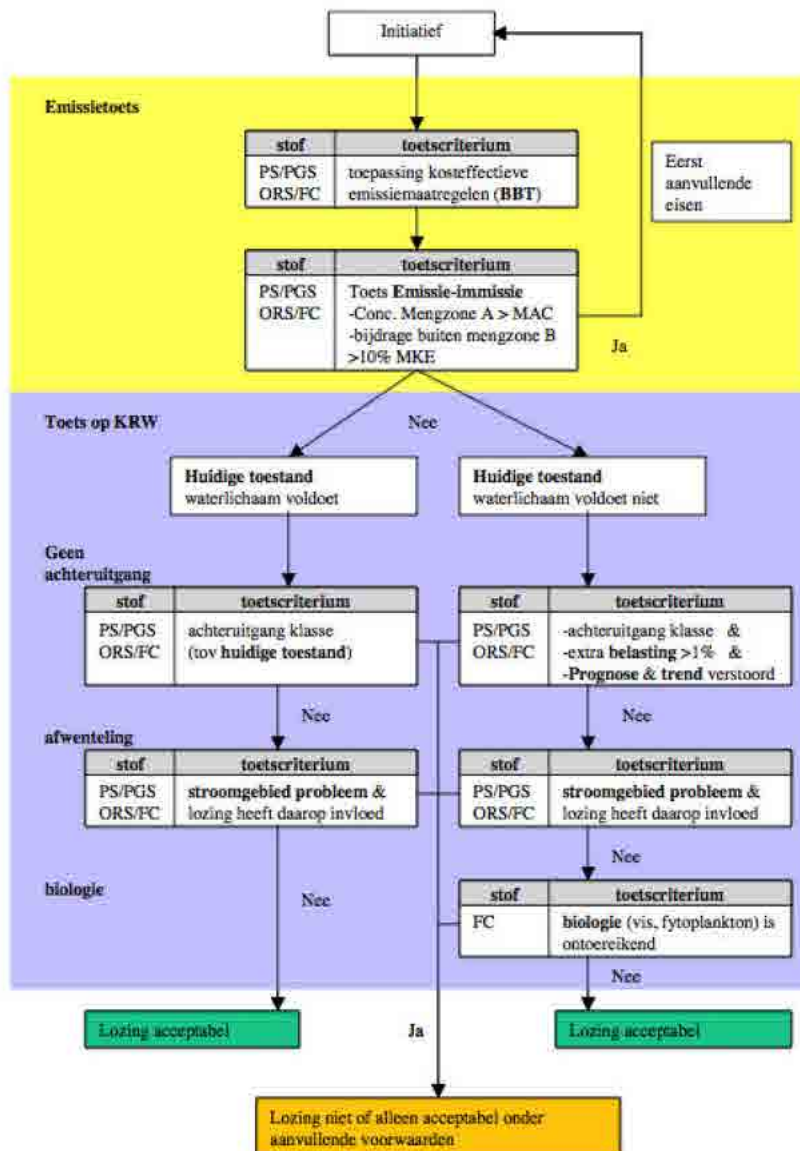
Deel 2: toetsingskader watertype afhankelijk

Het watertype waar het waterlichaam toe behoort (zie programma), bepaalt waar specifiek naar moet worden gekeken bij het doorlopen van deel 2 van het toetsingskader (Rivieren, Meren, Kanalen of Kustwateren en Overgangswateren). In deel 2 van het toetsingskader wordt onderzocht welke effecten van een nieuwe ingreep zijn te verwachten op de



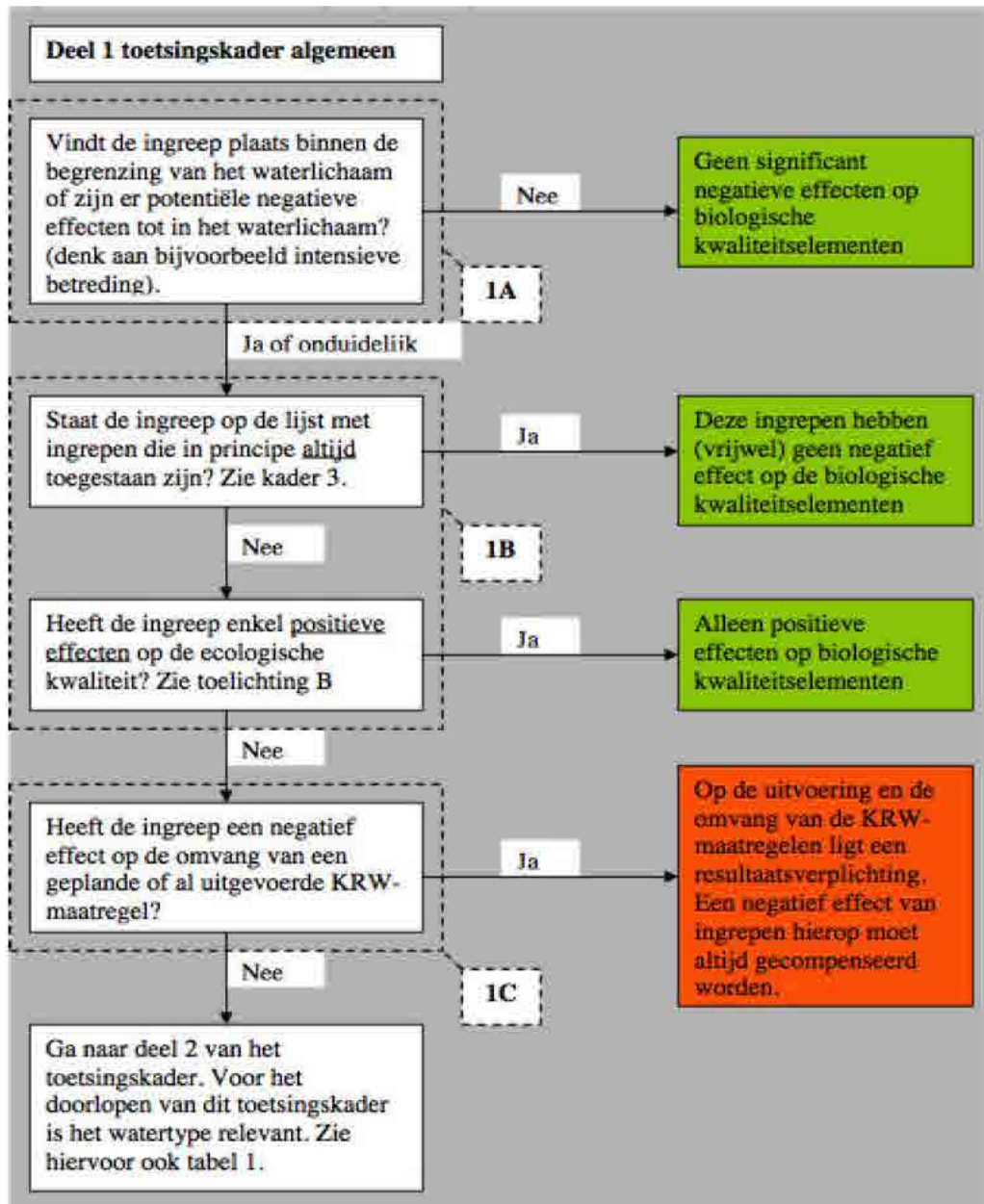
biologische kwaliteit. Dit stroomschema is opgesteld van grof naar fijn waarin achtereenvolgens wordt getoetst of:

- I.) de biologische kwaliteit wordt beïnvloed door de ingreep en of deze invloed voldoende groot is om als significant te worden aangemerkt. De biologische kwaliteit wordt gemeten met maatlatten per biologische kwaliteitselement die per watertype verschillen (zie brondocumenten). De onderdelen van deze maatlatten spelen onder andere in op de grootte van het ecologisch relevant areaal, de kwaliteit hiervan en voor sommige watertypen de (vis)optrekbaarheid.
- II.) de ingreep de sturende kenmerken van het watertype negatief beïnvloed;
- III.) eventuele negatieve effecten voldoende worden gemitigeerd of gecompenseerd.

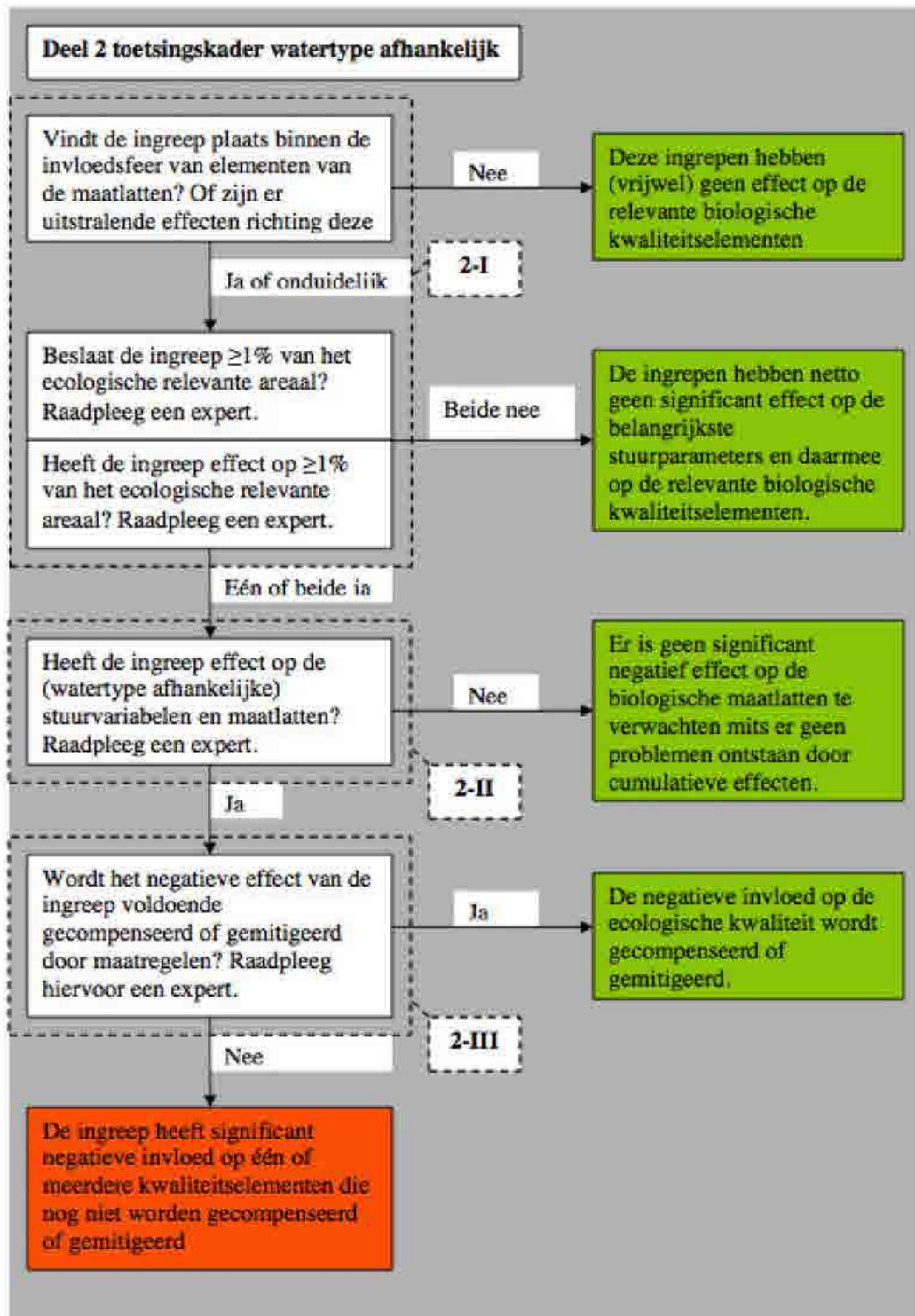


NB. De mengzone kent verschillende zones en eisen. Mengzone A is de zone dicht bij het lozingspunt, deze grens ligt op 0,25 * breedte waterlichaam met een maximum afstand van 25 m. Daarbinnen mogen geen acute effecten optreden. Mengzone B is de grens waarbij er geen noemenswaardige toename meer zichtbaar mag zijn. Deze grens ligt op 4 * breedte met een maximum van 1000 m.

Figuur 1 Beslisschema chemie



Figuur 2 Beslisschema ecologie: algemeen gedeelte



Figuur 3 Beslisschema ecologie: watertype specifiek



Eindresultaat van de stroomschema's

In de stroomschema's is met groen aangegeven wanneer de effecten niet aanwezig of niet significant zijn of dat ze voldoende worden gemitigeerd/gecompenseerd. In dat geval kan de vergunning voor de ingreep worden verleend. Met oranje is aangegeven wanneer de negatieve effecten als significant worden ingeschat. Om toch tot vergunningverlening over te kunnen gaan zullen dan aanvullende voorwaarden worden overwogen. Is het mitigeren of compenseren van de negatieve effecten van de ingreep hiermee ook niet mogelijk dan zal vergunning niet of slechts onder aanvullende voorwaarden mogelijk zijn. Dit toetsingskader is een richtlijn. Bij het doorlopen moet men blijven nadenken en het kader dus niet te stringent doorlopen. Wanneer de uitkomst van het schema 'groen' is dan moet daar altijd de gedachte 'ja, mits' bij geplaatst worden. Bij een 'oranje' uitkomst is het antwoord 'nee, tenzij'.

Literatuur

Ministerie van LNV, 2009. Besluit van de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit van 28 augustus 2009, nr. 25344, houdende vaststelling van geactualiseerde Rode lijsten flora en fauna.

www.wetten.nl.

omgevingsvergunning.vrom.nl/

www.vrom.nl/pagina.html?id=3410 (nota ruimte)

Steunpunt Natura 2000 (2010). Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. versie 27 mei 2010. RegieBureau Natura 2000, Utrecht



Bijlage II: Soortenlijst vis

IBTS

Soorten gevangen in vak 34F3 tijdens het eerste en derde kwartaal van de monitoringsjaren 2011, 2016 en 2021. * betreft geen vissoorten.

Soort(groep)		
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Entelurus aequoreus</i>	<i>Pleuronectes platessa</i>
<i>Agonus cataphractus</i>	<i>Eutrigla</i>	<i>Pomatoschistus</i>
* <i>Alloteuthis subulata</i>	<i>Eutrigla gumardus</i>	<i>Pomatoschistus lozanoi</i>
<i>Ammodytes marinus</i>	<i>Gadus morhua</i>	<i>Raja montagui</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	<i>Sardina pilchardus</i>
<i>Buglossidium luteum</i>	<i>Limanda limanda</i>	<i>Scomber scombrus</i>
<i>Callionymus lyra</i>	* <i>Loligo sp.</i>	<i>Scophthalmus maximus</i>
<i>Callionymus reticulatus</i>	* <i>Loligo vulgaris</i>	<i>Scyliorhinus canicula</i>
* <i>Cancer pagurus</i>	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	<i>Solea solea</i>
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	<i>Merlangius merlangus</i>	<i>Sprattus sprattus</i>
<i>Clupea harengus</i>	<i>Microstomus kitt</i>	<i>Syngnathus rostellatus</i>
<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	<i>Trachurus trachurus</i>
<i>Echiichthys sp.</i>	<i>Mustelus asterias</i>	<i>Trigla sp.</i>
<i>Echiichthys vipera</i>	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	<i>Trisopterus luscus</i>
<i>Enchelyopus cimbrius</i>	* <i>Necora puber</i>	<i>Trisopterus minutus</i>
<i>Engraulis encrasicolus</i>	<i>Platichthys flesus</i>	



Oceana survey

Species	NL	UK
<i>Agonus cataphractus</i>	x	
<i>Ammodytes</i> sp.		x
<i>Ammodytes tobianus</i>	x	x
<i>Arnoglossus laterna</i>	x	x
<i>Arnoglossus thori</i>		x
Ascidacea indet.	x	
<i>Balaenoptera acuborostrata</i>	x	
<i>Buglossidium luteum</i>	x	
<i>Callionymus lyra</i>	x	x
<i>Callionymus</i> sp.	x	x
<i>Callionymus reticulatus</i>	x	
Clupeidae indet.	x	

Delphinidae/Phocoenidae indet.	x	
<i>Echlichthys vipera</i>	x	x
<i>Eretericus aequoreus</i>	x	
<i>Eutrigla gurnardus</i>		x
<i>Gadus morhua</i>	x	
Gobiidae indet.	x	
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	x	
<i>Limanda limanda</i>	x	x
<i>Micromesistius pou-tassou</i>	x	
<i>Mullus surmuletus</i>	x	
<i>Pholis gunnellus</i>	x	
<i>Platichthys flesus</i>	x	x
<i>Pleuronectes platessa</i>	x	
Pleuronectidae indet.	x	x
Pleuronectiformes indet.	x	x
<i>Pollachius pollachius</i>	x	

<i>Pollachius</i> sp.		
<i>Pomatoschistus pictus</i>	x	
<i>Pomatoschistus</i> sp.	x	
<i>Raja clavata</i>	x	
<i>Scyllorhinus canicula</i>	x	
<i>Solea solea</i>	x	
Soleidae indet.	x	x
<i>Sprattus sprattus</i>	x	
c.f. <i>Sprattus sprattus</i>	x	
<i>Syngnathus acus</i>	x	
Trachinidae indet.	x	x
<i>Trachinus draco</i>	x	
<i>Trachurus trachurus</i>	x	
Triglidae indet.		x
<i>Trisopterus esmarkii</i>	x	
<i>Trisopterus luscus</i>	x	
<i>Trisopterus minutus</i>	x	



Bijlage III: Soortenlijst benthos

MWTL Boxcore

Soortenlijst van drie boxcore locaties (NRDZE_0085; 3.28751 52.89727, NRDZE_0086; 3.28696 52.83588, NRDZE_0087; 3.49863 52.74921) in de periode van 1995 t/m 2018.

Soort(groep)		
<i>Abra prismatica</i>	<i>Goniada maculata</i>	<i>Perioculodes longimanus</i>
<i>Amphipoda</i>	<i>Goniadella bobretzkii</i>	<i>Phaxas pellucidus</i>
<i>Amphiura chiajei</i>	<i>Harmothoe</i>	<i>Phialella quadrata</i>
<i>Anthozoa</i>	<i>Hippomedon denticulatus</i>	<i>Pholoe minuta</i>
<i>Aonides paucibranchiata</i>	<i>Hydractinia echinata</i>	<i>Phoronidae</i>
<i>Apistobranchus tullbergi</i>	<i>Hydrozoa</i>	<i>Phyllodoce lineata</i>
<i>Aricidea minuta</i>	<i>Hyperiidae</i>	<i>Podarkeopsis capensis</i>
<i>Aspidelectra meloiontha</i>	<i>Iphinoe trispinosa</i>	<i>Polinices pulchella</i>
<i>Atylus falcatus</i>	<i>Lanice conchilega</i>	<i>Polynoidae</i>
<i>Bathyporeia</i>	<i>Leuckartiara octona</i>	<i>Pontocrates altamarinus</i>
<i>Bathyporeia elegans</i>	<i>Lovenella clausa</i>	<i>Pontocrates arcticus</i>
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	<i>Maetra</i>	<i>Pseudione hyndmanni</i>
<i>Bathyporeia pelagica</i>	<i>Magelona filiformis</i>	<i>Pseudocuma longicorne</i>
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	<i>Magelona johnstoni</i>	<i>Pseudocuma longicornis</i>
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	<i>Magelona mirabilis</i>	<i>Pseudocuma simile</i>
<i>Capitellidae</i>	<i>Magelona papillicornis</i>	<i>Scolelepis bonnierii</i>
<i>Chaetozone christiei</i>	<i>Megaluropus agilis</i>	<i>Scolelepis foliosa</i>
<i>Chaetozone setosa</i>	<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	<i>Scolelepis squamata</i>
<i>Conopeum reticulum</i>	<i>Montacuta ferruginosa</i>	<i>Scoloplos armiger</i>
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Mya truncata</i>	<i>Siphonoecetes kroyeranus</i>
<i>Diastylis bradyi</i>	<i>Mytilidae</i>	<i>Spio filicornis</i>
<i>Donax vittatus</i>	<i>Nemertea</i>	<i>Spio goniocephala</i>
<i>Dyopedos monacantha</i>	<i>Nephtyidae</i>	<i>Spiophanes</i>
<i>Echinocardium</i>	<i>Nephtys</i>	<i>Spiophanes bombyx</i>



<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Nephtys caeca</i>	<i>Spiophanes kroyeri</i>
<i>Echinocyamus pusillus</i>	<i>Nephtys cirrosa</i>	<i>Sthenelais limicola</i>
<i>Ensis directus</i>	<i>Nephtys hombergii</i>	<i>Synchelidium haplocheles</i>
<i>Ensis ensis</i>	<i>Notomastus latericeus</i>	<i>Synchelidium maculatum</i>
<i>Ensis ensis phaxoides</i>	<i>Ophelia limacina</i>	<i>Tellimyia ferruginosa</i>
<i>Eteone foliosa</i>	<i>Ophiura</i>	<i>Tellina fabula</i>
<i>Eteone longa</i>	<i>Ophiura albida</i>	<i>Tellina tenuis</i>
<i>Eumida sanguinea</i>	<i>Ophiura texturata</i>	<i>Thia scutellata</i>
<i>Euspira pulchella</i>	<i>Ophiuroidea</i>	<i>Tubulanus polymorphus</i>
<i>Fabulina fabula</i>	<i>Orchomenella nana</i>	<i>Unciola planipes</i>
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	<i>Pagurus bernhardus</i>	<i>Urothoe brevicornis</i>
<i>Glycera</i>	<i>Paraonis fulgens</i>	<i>Urothoe poseidonis</i>
<i>Glycera lapidum</i>	<i>Peachia cylindrica</i>	

MWTL Bodemschaaf

Soortenlijst van de negen bodemschaaf locaties van de Bruine Bank van 2019 en 2021.

Soort(groep)		
<i>Abra</i>	<i>Ebalia tumefacta</i>	<i>Philocheras trispinosus</i>
<i>Abra alba</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Pinnotheres pisum</i>
<i>Abra prismatica</i>	<i>Ensis</i>	<i>priapulida</i>
<i>actiniaria</i>	<i>Ensis ensis</i>	<i>Processa</i>
<i>Amphiura filiformis</i>	<i>Euspira catena</i>	<i>Processa modica</i>
<i>Asterias rubens</i>	<i>Euspira nitida</i>	<i>Sepiidae</i>
<i>Asthenognathus</i>	<i>Fabulina fabula</i>	<i>Sipuncula</i>
<i>Astropecten irregularis</i>	<i>Goneplax rhomboides</i>	<i>Spatangoida</i>
<i>Brachyura</i>	<i>Laevicardium crassum</i>	<i>Spisula</i>
<i>Bryozoa</i>	<i>Leptosynapta inhaerens</i>	<i>Spisula elliptica</i>
<i>Callianassa subterranea</i>	<i>Liocarcinus holsatus</i>	<i>Spisula solida</i>
<i>Callianassidae</i>	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	<i>Spisula subtruncata</i>



<i>Cerebratulus sp.</i>	<i>Mysia undata</i>	<i>Striarca lactea</i>
<i>Chamelea striatula</i>	<i>Nemertea</i>	<i>Tellimya ferruginosa</i>
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Ophiura</i>	<i>Thia scutellata</i>
<i>Crangon allmanni</i>	<i>Ophiura albida</i>	<i>Tritia reticulata</i>
<i>Crangon crangon</i>	<i>Ophiura ophiura</i>	<i>Turritella communis</i>
<i>Diplodonta rotundata</i>	<i>Pagurus bernhardus</i>	
<i>Donax vittatus</i>	<i>Phaxas pellucidus</i>	



Bijlage IV: Aanvaringen met tweebladige turbines

In dit rapport zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk moet zijn om te kiezen voor tweebladige turbines. In deze bijlage wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringssslachtoffers tussen twee- en driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

Het aantal aanvaringssslachtoffers wordt in de berekeningen van het Band model bepaald door het aantal vogels die het windpark op rotorhoogte passeert, de soortspecifieke aanvaringskansen, en de windparkconfiguratie. Als alle andere parameters ongewijzigd blijven, alleen het aantal turbinebladen wordt verlaagd van drie naar twee, kunnen de vogels met een blad minder in aanvaring komen. De aanvaringskans neemt lineair met het aantal turbinebladen met een derde af, en daardoor ook het aantal aanvaringssslachtoffers wordt een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Tweebladige turbines draaien echter over het algemeen sneller dan driebladige turbines. Dit betekent dat wanneer deze snelheid 1,5x groter is dan driebladige turbines de vermindering in het aantal aanvaringssslachtoffers in theorie weer kan worden opgeheven ($100\% * 0,66 \text{ (rotorbladen)} * 1,5 \text{ (snelheid)} = 100\%$). Echter, bij gelijkblijvende omstandigheden zal een tweebladige turbine naar schatting slechts ca. 1,33x sneller draaien dan een driebladige turbine. In de praktijk zal het aantal slachtoffers door tweebladige turbines daarom naar verwachting alsnog lager uitvallen dan driebladige turbines. Bovendien verloopt het verband tussen draaisnelheid en het aantal slachtoffers in het Band-model niet-lineair, wat erop neerkomt dat een verhoging van de draaisnelheid in de meeste gevallen leidt tot een in verhouding minder sterke verhoging van het aantal aanvaringssslachtoffers. Slechts bij een bepaalde optimale draaisnelheid (welke is afhankelijk van de overige turbinespecificaties) zal een verhoging van de snelheid daadwerkelijk leiden tot een evenredige verhoging van het aantal slachtoffers. In tabel IV.1 is een voorbeeldberekening gedaan voor de aanvaringssslachtoffers in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver voor een lokale zeevogel (jan-van-gent), een kolonievogel (kleine mantelmeeuw uit kolonie van Duinen en Lage Land Texel) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels). Let hierbij op dat de variabiliteit rondom de inputparameters in de berekeningen met de sCRM ook van invloed is op de verhouding tussen het aantal slachtoffers met tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Zo zorgt deze variabiliteit voor slechts een klein verschil tussen twee- en driebladige in het berekende aantal aanvaringssslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie van Duinen en Lage Land Texel. Voor vleermuizen zijn er geen nieuwe berekeningen uitgevoerd, omdat hier het aantal slachtoffers niet met het Band-model is bepaald, en het Wozep programma (nog) niet heeft geleid tot meer nauwkeurige schattingen van het aantal vleermuissslachtoffers per turbine. Daarom zijn de slachtofferaantallen gebaseerd op een algemene schatting per turbine.



Tabel IV.1 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver bij twee alternatieven, voor representatieve soorten van lokale zeevogels, kolonievogels, en trekvogels, ervan uitgaande dat een tweebladige turbine 1,33x sneller draait dan een driebladige turbine.

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1	Alternatief 2
		67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
Driebladige	jan-van-gent	53	39
	kleine mantelmeeuw	0,360	0,339
	zangvogels	1.162	1.123
Tweebladige	jan-van-gent	44	33
	kleine mantelmeeuw	0,357	0,284
	zangvogels	804	778

Bijlage 5
Aanvullende analyse jan-van-gent





NOTITIE

Pondera Consult B.V.
de heer M. Sosef
Postbus 919
6800 AX Arnhem

DATUM: 13 december 2022
ONS KENMERK: 21-0900/22.04971/AbeGy
AUTEURS: J.J. Leemans MSc., dr. A. Potiek & dr. A. Gyimesi,
PROJECTLEIDER: dr. A. Gyimesi
STATUS: definitief
CONTROLE: R.C. Fijn MSc.

Aanvullende berekeningen jan-van-gent en zilvermeeuw ten behoeve van milieueffectrapporten windenergiegebied IJmuiden Ver

Inleiding

In het toetsingskader Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) worden cumulatieve effecten op de populaties van beschermde diersoorten gedurende de bouw en exploitatie van bestaande en toekomstige windparken in de zuidelijke Noordzee in beeld gebracht. Zo zijn in de meest recente actualisatie van het KEC (4.0) de aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen en habitatverlies onder prioritaire vogelsoorten berekend voor windparken tot en met 2030 (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022a). De berekende aantallen slachtoffers zijn doorgerekend in populatiemodellen en aan de hand van de Acceptable Levels of Impact (ALI) drempelwaarde van de betreffende populatie van de soort in de Zuidelijke Noordzee beoordeeld (cf. Potiek *et al.* 2022a). Volgens deze beoordeling overschreden de berekende aantallen slachtoffers de ALI voor de zilvermeeuw en jan-van-gent, voornamelijk vanwege het aantal voorspelde aanvaringen.

Ook bij berekeningen in het kader van het Milieu Effect Rapport (MER) voor de kavels I en II van het geplande windpark IJmuiden Ver, bleek het aantal slachtoffers onder jan-van-gent ten gevolge van aanvaringen en habitatverlies de ALI-drempelwaarde in cumulatie te overschrijden (van der Vliet *et al.* in prep.).



Om inzicht te krijgen welke veranderingen in aantallen slachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw kunnen optreden als gevolg van het aanpassen van verschillende parameters in de modellering, hebben we in voorliggende notitie aanvullende berekeningen gedaan voor deze soorten. Achtereenvolgens hebben we de volgende werkzaamheden uitgevoerd:

Onderdeel 1

In dit onderdeel hebben we de slachtofferaantallen onder zilvermeeuw en jan-van-gent, ten gevolge van aanvaringen en habitatverlies in IJmuiden Ver zoals berekend door van der Vliet *et al.* (in prep.), getoetst aan een cumulatiescenario waarbij in de berekeningen Nederlandse en internationale windparken worden meegenomen die volgens de huidige inzichten tot en met 2027 operationeel zijn en/of reeds vergund maar nog niet gebouwd.

Onderdeel 2

Vervolgens zijn voor zilvermeeuw en jan-van-gent ook de verwachte aantallen aanvaringsslachtoffers berekend voor verschillende tiplaagtes van de windturbines in IJmuiden Ver. Zo zijn naast de eerder berekende tiplaagte van 25m ook 30m, 35m en 40m doorgerekend. Deze zijn ook cumulatief getoetst aan het scenario zoals hierboven beschreven.

Onderdeel 3

Voor jan-van-gent zijn daarna aanvullende berekeningen van aanvaringen en habitatverlies gedaan op basis van recent gemodelleerde vogeldichtheden (Waggitt *et al.* 2020) en recent verworven data voor locatie-specifieke uitwijkpercentages van jan-van-gent (cf. Leemans & Gyimesi 2022).

Volgens de bovengenoemde aannames zijn nieuwe berekeningen gedaan van het aantal slachtoffers voor alle windparken die in het desbetreffende cumulatieve scenario worden meegenomen. Vervolgens wordt voor al deze berekeningen op basis van populatiemodellen aangegeven of de ALI-drempelwaarden voor de zilvermeeuw en de jan-van-gent overschreden zullen worden (cf. Potiek *et al.* 2021).

Onderbouwing Onderdeel 3

Onderdeel 3 betreft een verbetering van de gebruikte dichtheidskaarten en uitwijkpercentages ten opzichte van de KEC 4.0 studie op basis van recente nieuwe inzichten.

De dichtheidskaarten van KEC 4.0 waren enkel gebaseerd op vogeltellingen. Hiervoor zijn gegevens uit de recent bijgewerkte database van ESAS (European Seabirds At Sea) over internationale zeevogeltellingen gebruikt, aangevuld voor Nederlandse wateren door data uit de MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) vliegtuigtellingen. Deze laatste worden met relatief kleine tussenpozen (2 maanden) uitgevoerd en bestrijken het gehele Nederlandse deel van de Noordzee tot in detail. Daarentegen worden in de meeste andere landen rondom de Noordzee geen systematische telprogramma's uitgevoerd of zijn de uitgevoerde tellingen niet openbaar beschikbaar. Daardoor zijn de data in de



ESAS-database niet overall even actueel en is de telinspanning over de hele Noordzee niet homogeen. Om tot Noordzee-brede dichtheidskaarten te komen, zijn de teldata van deze databases geïnterpoleerd naar gebieden zonder gegevens, met behulp van de zogenaamde 'inverse-distance-weighting' (IDW) techniek. Verder zijn voor een aantal soorten additionele iteraties uitgevoerd om te corrigeren voor waargenomen vogelconcentraties achter viskotters. Deze hoge aantallen vogels worden namelijk als toevalstreffers beschouwd, het voorkomen van deze vogels op een specifieke locatie heeft te maken met de aanwezigheid van viskotters die de vogels volgen en niet met ecologische factoren. Zo zijn in de eerste iteratie van de KEC 1.0 hoge dichtheden van jan-van-gent, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw en kleine mantelmeeuw in de ruimte verspreid (Leopold *et al.* 2015). De betrouwbaarheid van deze analyses is in een tweede iteratie (van der Wal *et al.* 2015) verder verbeterd door de dichtheidsberekeningen voor grote meeuwen in Nederland uitsluitend te baseren op MWTL-vliegtuigtellingen.

In de evaluatie van de KEC 4.0 studie is het geconstateerd dat de iteraties om hoge vogelconcentraties te verspreiden niet optimaal werken omdat ze niet op basis van ecologische factoren berusten. Verder is het geconcludeerd dat de gebruikte interpolatietechniek verbeterd kan worden omdat de IDW-techniek niet alleen gevoelig is voor het waargenomen aantal vogels, maar ook voor het aantal waarnemingen per rastercel. Andere ruimtelijke regressiemodellen zijn tot betrouwbaardere voorspellingen in staat, zelfs met grote variabiliteit in waarnemingsgegevens, omdat ze minder gevoelig zijn voor bias in effort. Een dergelijke kaart is in het vervolg van de KEC 4.0 studie al ontwikkeld voor de zilvermeeuw binnen Nederland (Soudijn *et al.* 2022b), maar nog niet voor de jan-van-gent. Recentelijk heeft Waggit *et al.* (2020) voor een aantal zeezoogdier- en zeevogelsoorten (waaronder de jan-van-gent) ruimtelijke distributiemodellen voor de Noordoost-Atlantische regio ontwikkeld die om konden gaan met heterogene en ongelijke waarneeminspanning. Zo zijn voor de jan-van-gent maandelijkse dichtheidskaarten ontwikkeld op basis van een groot aantal (> 18.000) offshore waarnemingen, verzameld tijdens vliegtuig- en scheepstellingen. De hoeveelheid en omvang van de onderzoeksgegevens garandeert een goede weergave van de verspreidingspatronen van de jan-van-gent. Verder zijn naast de teldata ook ecologische en abiotische variabelen in de ruimtelijke distributiemodellen gebruikt om ook voor gebieden met weinig (of geen) data de aanwezigheid en dichtheid van soorten betrouwbaar te kunnen voorspellen. Dit resulteerde in dichtheidskaarten op een schaal van 10 x 10 km, waarin naast vogelwaarnemingen ook de locatie van kolonies, habitattypen (bijvoorbeeld diepe vs. ondiepe zones en gebieden met warmere vs. koudere wateren), afstand tot de kust en seizoenskarakteristieken (warme en koude maanden) zijn meegewogen. Hierin werd ook gecorrigeerd naar verschillende telmethodieken en telinspanningen. De modellen zijn zowel kwalitatief als kwantitatief geëvalueerd. Momenteel wordt gewerkt om dit soort kaarten gebaseerd op betrouwbare ruimtelijke statische modellen ook op basis van meer gedetailleerde Nederlandse telgegevens te ontwikkelen, maar zolang die er niet voorhanden



zijn, is in samenspraak met Rijkswaterstaat besloten om de kaarten van Waggit *et al.* (2020) als momenteel het best beschikbare materiaal te beschouwen.

In de KEC 4.0 studie zijn uitwijkpercentages gebruikt op basis van de meest recent beschikbare peer-reviewed wetenschappelijke publicatie, namelijk die van Cook *et al.* (2018). De auteurs beschouwden in hun review de op dat moment beschikbare studies over vermijdingsgedrag van vijf zeevogelsoorten: de jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw en drieteenmeeuw. Voor deze studie waren aantallen aanvaringen in offshore windparken niet voorhanden, maar op basis van het aantal waargenomen aanvaringen op kustlocaties heeft Cook *et al.* (2018) een algemeen vermijdingspercentage per soort berekend, specifiek bedoeld voor gebruik in collision risk models. Aangezien jan-van-genten uitsluitend offshore voorkomen, hebben Cook *et al.* (2018) hun berekeningen voor deze soort op schattingen van andere soortengroepen gebaseerd. Recentelijk is een langjarig veldonderzoek afgerond in het Nederlandse offshore windpark Luchterduinen waarin ook het uitwijkgedrag van jan-van-genten beschreven werd (Leemans *et al.* 2022). Daarnaast zijn sinds de publicatie van Cook *et al.* (2018) ook andere veldstudies in offshore windparken langs de kusten van Nederland, België en zuid-Engeland naar het uitwijkgedrag van zeevogels, en dus ook de jan-van-gent, uitgevoerd. Al deze studies zijn in een recente review samengevat om tot een locatie-specifiek uitwijkpercentage voor de jan-van-gent te komen die voor offshore windparken in de zuidelijke Noordzee gebruikt kan worden (Leemans & Gyimesi 2022). Hierin is beargumenteerd dat broedende vogels zeer waarschijnlijk een lagere uitwijkreactie op windparken vertonen dan dieren buiten het broedseizoen om aan hun eigen energetische vereisten en die van hun nakomelingen te kunnen voldoen (Tabel 1). Daarom is door Leemans & Gyimesi (2022) geadviseerd om tijdens het broedseizoen (van april t/m juli) voor windparken binnen de maximaal gemiddelde foerageerafstand van jan-van-genten tot hun kolonies (120 km; op basis van Woodward *et al.* 2019) het meer conservatieve uitwijkpercentage van 98,9% te gebruiken (cf. Cook *et al.* 2018). In de overige maanden en voor de overige windparken zou dan het recent verworven locatie-specifieke uitwijkpercentage van 99,6% aanbevolen zijn (Leemans & Gyimesi 2022). In tegenstelling tot de studie van Cook *et al.* (2018), hield het uitwijkpercentage berekend door Leemans & Gyimesi (2022) rekening met de meest recente soortspecifieke vermijdingspercentages gevonden onder andere door Skov *et al.* (2018) en Leemans *et al.* (2022), en is verder gespecificeerd op macro- (74%), meso- (90%) en micro-niveau (84,7%).

Tabel 1 Overzicht van geadviseerde algemene uitwijkpercentages voor de jan-van-gent door Leemans & Gyimesi (2022).

	buiten broedseizoen	in broedseizoen	
		< 120 km	> 120 km
		van kolonies	
algemeen uitwijkpercentage	99,6	98,9	99,6



Methoden

In voorliggende notitie worden berekeningen van aantallen aanvaringssslachtoffers gedaan met behulp van het stochastische Collision Risk Model (McGregor *et al.* 2018). Dit model gebruikt onder andere dichtheidsgegevens van vogels en verschillende karakteristieken van windturbines (bv. ashoogte, rotordiameter, rotorsnelheid). Voor de berekeningen van habitatverlies is gebruik gemaakt van dezelfde methodiek die is beschreven in het ecologisch achtergronddocument voor het MER (van der Vliet *et al.* in prep.).

Vogelparameters

Onderdeel 1 en 2

In de uitbreiding van het KEC 4.0 zijn voor de zilvermeeuw nieuwe dichtheidskaarten ontwikkeld, maar uitsluitend voor Nederland (Soudijn *et al.* 2022b). Bij de berekeningen voor onderdeel 1 en 2 (zie inleiding) zijn voor Nederlandse windparken deze dichtheidgegevens voor de zilvermeeuw gebruikt. Voor de jan-van-gent in het algemeen en voor buitenlandse windparken in het geval van de zilvermeeuw waren geen vernieuwde kaarten beschikbaar en daarom zijn hier de dichtheidsgegevens van de basis KEC 4.0 studie gebruikt (Potiek *et al.* 2022b). Voor uitwijking is bij deze berekeningen gewerkt met een percentage van 99,5% bij zilvermeeuw en van 98,9% bij jan-van-gent (Cook *et al.* 2018).

Onderdeel 3

Bij de aanvullende berekeningen voor jan-van-gent voor onderdeel 3 (zie inleiding) is gebruik gemaakt van de dichtheden op basis van de gemodelleerde data van Waggitt *et al.* (2020) en per windpark een locatie-specifieke uitwijkingspercentage van 99,6% (*cf.* Leemans & Gyimesi 2022) of 98,9% (*cf.* Cook *et al.* 2018). Aanvullend is in de berekeningen voor habitatverlies gebruik gemaakt van het macro-uitwijkingspercentage van jan-van-gent dat behoort tot het locatie-specifieke uitwijkpercentage van 99,6% en bedraagt 74% (*cf.* Leemans & Gyimesi 2022; zie boven). Dit macro-uitwijkingspercentage is lager ten opzichte van de 81,6% die is gebruikt in het achtergronddocument voor het MER (van der Vliet *et al.* in prep.) gebaseerd op het werk van Skov *et al.* (2018).

Verder zijn bij alle onderdelen dezelfde vogelparameters gebruikt in de modellen zoals in de berekeningen voor het achtergronddocument voor het MER (van der Vliet *et al.* in prep.).

Windparkkarakteristieken

Onderdeel 1 en 2

De berekeningen voor onderdeel 1 en 2 zijn voor alle windparken uitgevoerd met de turbine aantallen, vermogens en karakteristieken, zoals gebruikt in de originele berekeningen voor de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022). Dat betekent dat voor deze onderdelen de berekeningen zijn gedaan voor windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel, dus kavel I t/m IV tezamen. Latere berekeningen voor onderdeel 3 bewezen dat het verschil in aantallen slachtoffers tussen deze methode en een kavelspecifieke



benadering in het geval van IJmuiden Ver verwaarloosbaar klein is. Voor onderdeel 2 betreffende het effect van een tiplaaagte verhoging voor IJmuiden Ver zijn daarnaast berekeningen uitgevoerd waarbij de tiplaaagte van de turbines in IJmuiden Ver (kavel I t/m IV tezamen) van 25 m is verhoogd naar 30 m, 35 m of 40 m. Bij onderdeel 1 is dus alleen gerekend met een tiplaaagte van 25 m.

Onderdeel 3

Voor onderdeel 3 zijn aparte berekeningen gedaan voor kavel I, II, III en IV van IJmuiden Ver. Daarvoor is in alle kavels gebruik gemaakt van dezelfde twee turbine alternatieven als in van der Vliet *et al.* (in prep.). Hierbij is dus ook gerekend met een tiplaaagte van 25 m. Voor alle overige windparken zijn ook voor dit onderdeel de berekeningen uitgevoerd met de turbine aantallen, vermogens en karakteristieken, zoals gebruikt in de originele berekeningen voor de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022).

Cumulatie

Ten opzichte van het KEC 4.0 is het Nederlandse windpark Ten Noorden van de Waddeneilanden in voorliggende cumulatieve berekeningen buiten beschouwing gelaten, omdat de ingebruikname van dit windpark naar 2031 uitgesteld is, dus na het operationeel worden van IJmuiden Ver. Ook zijn in deze cumulatieve berekeningen de Nederlandse windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee OWEZ en Prinses Amalia (PAWP) niet meegenomen, omdat deze windparken in 2029 naar verwachting niet meer operationeel zullen zijn. Andere toekomstige Nederlandse windparken zullen in 2029 nog niet vergund en ook niet operationeel zijn (zoals IJmuiden Ver V en VI en andere versnellingsgebieden). Al met al zijn in voorliggende berekeningen 15 Nederlandse windparken meegenomen, tegenover 18 in het KEC 4.0 basis scenario (Potiek *et al.* 2022).

Ten opzichte van de 133 internationale windparken in het basis scenario van het KEC 4.0 zijn in de voorliggende cumulatieve berekeningen 124 windparken meegenomen (figuur 1). Dit betreft de buitenlandse windparken die volgens de aangeleverde windparkgegevens voor het KEC 4.0 tot en met 2029 gebouwd zouden worden. Bestaande windparken zouden strikt juridisch genomen geen deel van cumulatieve berekeningen hoeven uit te maken, mits de effecten van deze windparken in de achtergrondsituatie verdisconteerd zijn. Omdat op de schaal van de zuidelijke Noordzee dit moeilijk te bewijzen is, hebben we als worst-case aanname de bestaande parken wel betrokken in de cumulatieve analyse (dit geldt ook voor de bestaande Nederlandse windparken).

Populatiemodellen en ALI

De resultaten van alle slachtofferberekeningen zijn gebruikt als input voor de populatiemodellen van jan-van-gent en zilverbreeuw, waarmee per onderdeel getoetst is of de ALI-drempelwaarden overschreden worden. Voor het modelleren van effecten op populatieniveau is gebruik gemaakt van matrix populatiemodellen (Caswell 2000). De resultaten van de populatiemodellen zijn vervolgens getoetst aan



de werknormen voor acceptabele impact (beleidskeuzes op basis van pers. comm. LNV 2022, zoals beschreven door Potiek *et al.* 2022a).

De populatiemodellen werden gemaakt middels de R package KEC4popmodels (Hin 2021). Deze populatiemodellen zijn gerund voor twee scenario's: het nul-scenario voor de huidige situatie zonder geschatte additionele sterfte, en het impact-scenario waarin de sterfte als gevolg van de ingreep meegenomen is. Dit geeft voor beide scenario's het geschatte verloop van de populatiegrootte. Hierbij is rekening gehouden met onzekerheid van de schattingen voor overleving en broedsucces door deze te variëren tussen simulaties. Door deze variatie mee te nemen geeft iedere simulatie een andere uitkomst. Voor elk scenario zijn 100.000 simulaties uitgevoerd, wat inzicht geeft in de variatie in uitkomsten per scenario. Voor de populatiemodellen van onderdeel 1 en 2 is windenergiegebied IJmuiden Ver als een geheel (alle vier kavels samen) berekend en er is geen onderscheid gemaakt tussen alternatief 1 en 2 van, omdat bij deze onderdelen gebruik is gemaakt van dezelfde turbine aantallen en karakteristieken als door Potiek *et al.* (2022b). Bovendien is hier enkel naar aanvaringen gekeken, aangezien het grootste deel van de additionele sterfte hieruit bestaat. In onderdeel 3 zijn zowel slachtoffers als gevolg van aanvaringen en als gevolg van habitatverlies in de berekeningen meegenomen, en worden de resultaten voor beide alternatieven afzonderlijk gepresenteerd.

Op basis van een door Potiek *et al.* (2022a) voorgestelde methodiek hebben beleidsmakers voor 21 soorten (voorlopige) werknormen voor acceptabele impact bepaald (pers. comm. LNV 2022). Voor zilverbreeuw heeft LNV een acceptabele afname vastgesteld van maximaal 15% binnen 3 generaties, ten opzichte van de populatiegrootte zonder impact. Wanneer de kans 10% of hoger is dat een dergelijke populatie-afname van 15% door de impact en niet door onzekerheid wordt veroorzaakt, wordt gesteld dat de impact niet acceptabel is. Voor jan-van-gent zijn door LNV dezelfde waardes vastgesteld op een acceptabele afname van maximaal 30% binnen 3 generaties, ten opzichte van de populatiegrootte zonder impact, en een kans van 50% of hoger dat een dergelijke 30% afname veroorzaakt wordt door de impact en niet door onzekerheid.



Tabel 2 Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw in windenergiegebied IJmuiden Ver (kavel I t/m IV tezamen) bij verschillende tiplaagtes. De laatste kolom geeft de afname weer in termen van aantallen slachtoffers ten opzichte van een tiplaagte met 25 m.

soort	tiplaagte (m)	slachtoffers	afname #
jan-van-gent	25	216	
	30	166	50
	35	127	89
	40	90	126
zilvermeeuw	25	35	
	30	33	2
	35	30	5
	40	28	7

Aanpassing van de tiplaagte voor IJmuiden Ver en het aanhouden van een ander cumulatiescenario (onderdeel 1 en 2) had voor de jan-van-gent geen gevolgen voor de kwalitatieve uitkomst van de populatiemodellen (Tabel 3): in alle scenario's is de drempelwaarde nog steeds overschreden.

Ook in geval van de zilvermeeuw geldt dat aanpassing van de tiplaagte geen groot effect op de uitkomsten van de populatiemodellen had, zoals te zien aan de vergelijkbare waarden voor de causaliteitskans bij variatie van de tiplaagte (Tabel 4). Voor het nationale scenario ligt de causaliteitskans voor alle tiplaagtes zeer dicht bij de drempelwaarde. Let wel dat door variatie in de modellen de uitkomsten bij iedere run variëren. In de gepresenteerde resultaten wordt de drempelwaarde in één van de tiplaagte-scenario's (35 m nationaal scenario; zie Tabel 4) overschreden en voor de overige tiplaagtes ligt de causaliteitskans ook zeer dicht bij de drempelwaarde van 0,1. Wanneer het model opnieuw gerund zou worden, kon ook bij de overige tiplaagtes daardoor overschrijding plaatsvinden of dit ene scenario geen overschrijding veroorzaken. Het weglaten van TNW, OWEZ en PAWP had in het nationale scenario een relatief groter effect dan de tiplaagteverhoging, waarbij een verlaging van de kans op een onaanvaardbare afname (causaliteitskans) van ca. 0,1 naar ca. 0,087 optreedt.



Tabel 3 Resultaten populatiemodel voor **jan-van-gent** bij verschillende tiplaagtes in windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met andere windparken binnen het Nederlands Continentaal Plat (nat.30 = Routekaart tot 2030) of internationaal in de zuidelijke Noordzee (int.27 = windparken t/m 2027). Deze simulaties zijn gedaan voor zowel het KEC 4.0 windparkscenario, als een scenario zonder de Nederlandse windparken TNW, OWEZ en PAWP (in scenario-naam aangeduid met min). De resultaten worden per tiplaagte-scenario weergegeven. Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gepresenteerd en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatieafname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0,5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'.

Scenario	Tiplaagte IJmuiden Ver	Oorzaak additionele sterfte	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null		null		1,009	0	
nat.30	25	Aanvaringen	0,036	0,969	0,596	TRUE
nat.30	30	Aanvaringen	0,035	0,971	0,591	TRUE
nat.30	35	Aanvaringen	0,033	0,972	0,586	TRUE
nat.30	40	Aanvaringen	0,032	0,974	0,58	TRUE
nat.30.min	25	Aanvaringen	0,032	0,973	0,582	TRUE
nat.30.min	30	Aanvaringen	0,031	0,975	0,574	TRUE
nat.30.min	35	Aanvaringen	0,029	0,977	0,566	TRUE
nat.30.min	40	Aanvaringen	0,028	0,978	0,559	TRUE
int.27	25	Aanvaringen	0,034	0,971	0,589	TRUE
int.27	30	Aanvaringen	0,034	0,972	0,588	TRUE
int.27	35	Aanvaringen	0,033	0,973	0,585	TRUE
int.27	40	Aanvaringen	0,035	0,971	0,591	TRUE
int.27.min	25	Aanvaringen	0,034	0,972	0,587	TRUE
int.27.min	30	Aanvaringen	0,033	0,972	0,586	TRUE
int.27.min	35	Aanvaringen	0,033	0,973	0,585	TRUE
int.27.min	40	Aanvaringen	0,033	0,973	0,584	TRUE



Tabel 4 Resultaten populatiemodel voor **zilvermeeuw** bij verschillende tiplaagtes in windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met andere windparken binnen het Nederlands Continentaal Plat (nat.30 = Routekaart tot 2030) of internationaal in de zuidelijke Noordzee (int.27 = windparken t/m 2027). Deze simulaties zijn gedaan voor zowel het KEC 4.0 windparkscenario, als een scenario zonder de Nederlandse windparken TNW, OWEZ en PAWP (in scenario-naam aangeduid met min). De resultaten worden per tiplaagte-scenario weergegeven. Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gepresenteerd en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatieafname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0,1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'.

Scenario	Tiplaagte IJmuiden Ver	Oorzaak additionele sterfte	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0,1)	ALI-overschrijding
null		null		0,95	0	
nat.30	25	Aanvaringen	0,008	0,947	0,099	FALSE
nat.30	30	Aanvaringen	0,008	0,947	0,096	FALSE
nat.30	35	Aanvaringen	0,008	0,946	0,102	TRUE
nat.30	40	Aanvaringen	0,008	0,947	0,098	FALSE
nat.30.min	25	Aanvaringen	0,007	0,947	0,085	FALSE
nat.30.min	30	Aanvaringen	0,007	0,947	0,087	FALSE
nat.30.min	35	Aanvaringen	0,007	0,947	0,087	FALSE
nat.30.min	40	Aanvaringen	0,007	0,947	0,085	FALSE
int.27	25	Aanvaringen	0,004	0,948	0,053	FALSE
int.27	30	Aanvaringen	0,004	0,948	0,055	FALSE
int.27	35	Aanvaringen	0,004	0,948	0,058	FALSE
int.27	40	Aanvaringen	0,004	0,949	0,052	FALSE
int.27.min	25	Aanvaringen	0,004	0,949	0,052	FALSE
int.27.min	30	Aanvaringen	0,004	0,949	0,05	FALSE
int.27.min	35	Aanvaringen	0,004	0,949	0,05	FALSE
int.27.min	40	Aanvaringen	0,004	0,949	0,048	FALSE



Onderdeel 3: Nieuwe dichtheidskaart en uitwijkingspercentage voor jan-van-gent

Het geschatte aantal aanvaringssslachtoffers onder jan-van-gent in kavels I t/m IV van IJmuiden Ver bij een tiplaagte van 25 m daalt aanzienlijk (Tabel 5) wanneer gerekend wordt met dichtheden op basis van Waggit *et al.* (2020) en een uitwijkingspercentage van 99,6% (Leemans & Gyimesi 2022). Op basis van de nieuwe berekeningen vallen in kavel I bij alternatief 1 en 2 respectievelijk nog maar 7 en 5 aanvaringssslachtoffers, ten opzichte van respectievelijk 53 en 39 bij eerdere berekeningen voor het achtergronddocument voor het MER (van der Vliet *et al.* in prep.). In kavel II daalt het geschatte aantal aanvaringssslachtoffers van respectievelijk 57 en 43 naar respectievelijk 7 en 5. Ook in kavel III en IV liggen de geschatte aantallen aanvaringssslachtoffers met dichtheden op basis van Waggit *et al.* (2020) en een uitwijkingspercentage van 99,6% op 7 en 5 slachtoffers voor respectievelijk alternatief 1 en 2. De geschatte aantallen slachtoffers door habitatverlies liggen op basis van de nieuwe dichtheden en het nieuwe macro-uitwijkingspercentage afgerond op 1 slachtoffer.

Tabel 5 Het geschatte aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder jan-van-gent in windenergiegebied IJmuiden Ver voor de twee verschillende turbine-alternatieven (habitatverlies is gelijk voor beide alternatieven) zoals 1) berekend voor kavel I en II in het achtergronddocument voor het MER (van der Vliet et al. in prep.) op basis van dezelfde dichtheden die zijn gebruikt in KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) en een uitwijkingspercentage van 98,9% (cf. Cook et al. 2018), en 2) voor kavel I t/m IV op basis van dichtheden van Waggit et al. (2020) en een uitwijkingspercentage van 99,6% (cf. Leemans & Gyimesi 2022). De getallen voor kavel III en IV op basis van vogeldichtheden en uitwijking conform de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) waren niet voorhanden voor onze studie.

dichtheden	uitwijking %	kavel	aanvaringen		habitatverlies
			alt. 1	alt. 2	
1. cf. Potiek <i>et al.</i> 2022b	98,9	I	53	39	2
		II	57	43	3
2. o.b.v. Waggit <i>et al.</i> 2020	99,6	I	7	5	1
		II	7	5	1
		III	7	5	1
		IV	7	5	1

In voorliggende berekeningen is de sterke daling in aantallen slachtoffers is het gezamenlijke effect van de aanpassing van de uitwijkpercentages en het gebruik van andere vogeldichtheden. In alle windparken buiten de broedtijd en bij windparken verder dan 120 km vanaf kolonies in de broedtijd is nu een uitwijkpercentage van 99,6% gebruikt in plaats van 98,9%. Dit betekent in de praktijk dat in plaats van 1,1% van de vogels slechts 0,4% van de vogels door het rotoroppervlak vliegt. In andere woorden, een verandering van ca. twee-derde minder vogels, wat verhoudingsgewijs ook een even grote vermindering in het aantal slachtoffers met zich meebrengt (Welcker & Vilela 2019; Masden *et al.* 2021). De resterende vermindering in het aantal slachtoffers is teweeggebracht door de nieuwe dichtheidskaarten. Gemiddeld genomen waren de dichtheden van jan-van-genten in alle windparken in de zuidelijke Noordzee volgens de dichtheidskaart van Waggit *et al.* (2020) ca. 60% lager dan in de KEC 4.0 dichtheidskaart. Op de kaarten van Waggit



et al. (2020) toonden de jan-van-genten echter een natuurlijkere verspreiding: hogere dichtheden in windparken vlakbij de kolonies in het Verenigd Koninkrijk dan in de KEC 4.0 kaarten, tegenover lagere dichtheden in windparken verder van de kolonies, zoals in Belgische en Nederlandse wateren. In deze laatste gebieden kwamen in de KEC 4.0 kaart juist even hoge dichtheden voor als in windparken vlakbij de kolonies, wat vermoedelijk een artefact van de hogere telinspanning in deze gebieden was (Collier et al. 2022).

De nieuwe slachtoffergetallen op basis van Waggit et al. (2020) en nieuwe uitwijkpercentages buiten broedgebied en broedseizoen geven duidelijk andere uitkomsten in de populatiemodellen (Tabel). Voor zowel het nationale als het internationale scenario blijft de kans op een onacceptabele afname (30%) ruim onder de drempelwaarde van 0,5.

Tabel 5 Resultaten populatiemodel voor jan-van-gent voor alternatief 1 en 2 van windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met andere windparken binnen het Nederlands Continentaal Plat (Basic 2029 = Routekaart tot 2029) en internationaal (operationele windparken t/m 2029) op basis van dichtheden uit Waggit et al. (2020) en een aangepast locatie-specifieke uitwijkingspercentage. Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALL overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALL-overschrijding
null	null		1,009	0	
Basic_2029	Aanvaringen	0,012	1,003	0,22	FALSE
Basic_2029	Habitatverlies	0,001	1,009	0,016	FALSE
Basic_2029	Totaal	0,013	1,002	0,23	FALSE
International	Aanvaringen	0,010	1,004	0,187	FALSE
International	Habitatverlies	0,001	1,009	0,027	FALSE
International	Totaal	0,011	1,004	0,195	FALSE



Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0,5)	ALI-overschrijding
null	null		1,009	0	
Basic_2029	Aanvaringen	0,012	1,003	0,207	FALSE
Basic_2029	Habitatverlies	0,001	1,009	0,02	FALSE
Basic_2029	Totaal	0,012	1,003	0,216	FALSE
International	Aanvaringen	0,010	1,004	0,177	FALSE
International	Habitatverlies	0,001	1,009	0,011	FALSE
International	Totaal	0,010	1,004	0,192	FALSE

Conclusie

Aangepaste tiplaagtes en cumulatie-scenario voor de jan-van-gent en zilvermeeuw

Verandering van de tiplaagtes en aanpassen van het cumulatieve scenario, zoals bijvoorbeeld het weglaten van TNW, OWEZ en PAWP uit het Nederlandse scenario, resulteerde voor de *jan-van-gent* niet in kwalitatief andere resultaten dan in eerdere berekeningen. Alle onderzochte scenario's resulteerden in een overschrijding van de ALI-drempelwaarde.

Voor *zilvermeeuw* lagen de uitkomsten van de tiplaagteverhoging in het nationale scenario wel onder, maar zeer dicht bij de drempelwaarde, en bij één tiplaagte-scenario is de drempelwaarde zelfs overschreden. Bij het weglaten van TNW, OWEZ en PAWP is bij alle nationale scenario's een overschrijding van de drempelwaarde uit te sluiten. Voor het internationale scenario lag de causaliteitskans ook ruim onder de drempelwaarde, en daarom is de kans op een overschrijding uit te sluiten.

Nieuwe dichtheidskaarten en uitwijkpercentage voor de jan-van-gent

Het aanpassen van de dichtheidskaarten en het uitwijkpercentage voor de *jan-van-gent* resulteerde in grote veranderingen in het aantal slachtoffers. Ook in de populatiemodellen was een groot effect te zien: als gevolg van deze aanpassingen werd de drempelwaarde in geen van de scenario's overschreden.



Literatuur

- Caswell, H., 2000. Matrix population models. Sinauer Sunderland, MA, USA
- Collier, M.P., A. Potiek, V. Hin, J.J. Leemans, F.H. Soudijn, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Northern gannet collision risk with wind turbines at the southern North Sea. Extension of the impact assessment for KEC 4.0, additional analyses of the assessment framework, Rapport 22-052. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Cook, A.S.C.P., E.M. Humphreys, F. Bennet, E.A. Masden & N.H.K. Burton, 2018. Quantifying avian avoidance of offshore wind turbines: Current evidence and key knowledge gaps. *Marine Environmental Research* 140: 278-288.
- Hin, V., 2021. KEC4popmodels: Matrix population models to assess mortality effects of Offshore Wind Parks on seabird Populations. Rpackage. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Leemans, J.J., R.S.A. van Bemmelen, R.P. Middelveld, J.J. Kraal, E.L. Bravo Rebolledo, D. Beuker, K. Kuiper & A. Gyimesi, 2022. Bird fluxes, flight- and avoidance behaviour of birds in offshore wind farm Luchterduinen, Rapport 22-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R.H. Jongbloed, M.J.M. Poot, v.d.W. J.T. & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES Report C166/14 IMARES, Wageningen.
- Masden, E.A., A.S.C.P. Cook, A. McCluskie, W. Bouten, N.H.K. Burton & C.B. Thaxter, 2021. When speed matters: The importance of flight speed in an avian collision risk model. *Environmental Impact Assessment Review* 90: 106622.
- McGregor, R.M., S. King, C.R. Donovan, B. Caneco & A. Webb, 2018. A Stochastic Collision Risk Model for Seabirds in Flight. *Marine Scotland*.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold & M.P. Collier, 2021. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss, Rapport 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Skov, H., S. Heinanen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report—April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.
- Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022a. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Soudijn, F.H., C. Chen, A. Potiek & S. van Donk, 2022b. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Memo to supplement the seabird assessment reports within KEC ("Kader Ecologie en Cumulatie") 4.0. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi, in prep. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe,



S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.Ó. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology* 57(2): 253-269.

van der Wal, J.T., R.C. Fijn, A. Gyimesi & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the southern North Sea. Additional note to IMARES Report C166/14 IMARES, Wageningen.

Welcker, J. & R. Vilela, 2019. Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas. Technical report. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Husum.

Voor vragen over deze notitie kunt u contact opnemen met A. Gyimesi.

Akkoord voor uitgave: Teamleider Bureau Waardenburg
R.C. Fijn, MSc.

Paraaf:

Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv; opdrachtgever vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Pondera Consult B.V.

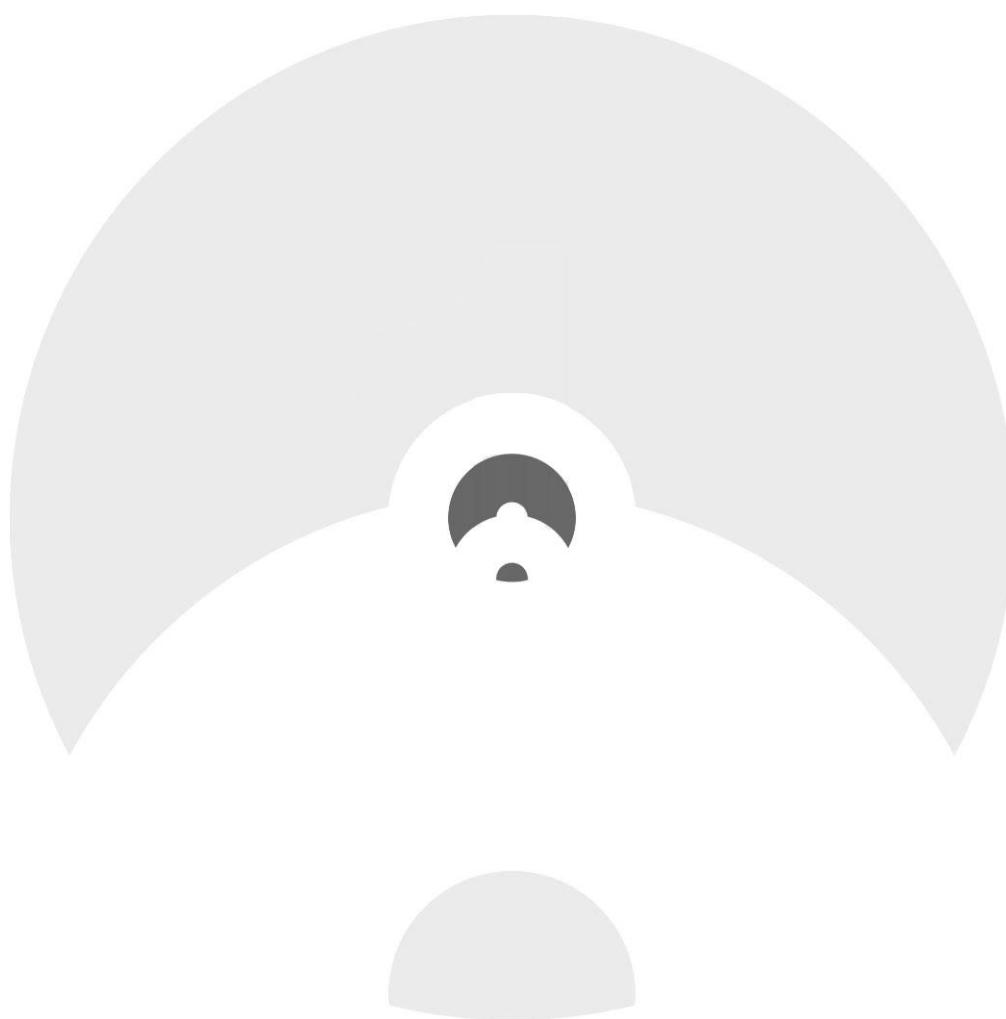
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervaardigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Bureau Waardenburg bv hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.



Bureau Waardenburg, Varkensmarkt 9 4101 CK Culemborg, 0345 51 27 10, info@buwa.nl, www.buwa.nl

Bijlage 6
Achtergrondrapportage onderwatergeluid



Offshore windenergiegebied IJmuiden Ver

Effecten van aanleg van kavel I en II (perceel 2) op zeezoogdieren



Definitief d.d. 31 maart 2023



*onderzoek en advies in
waterbeheer en ecologie*

Inhoud

1	Inleiding	3
1.1	Achtergrond en kader	3
1.2	Windenergiegebied IJmuiden Ver (perceel 2)	4
2	Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark.....	6
2.1	Overzicht stappen effectbepaling.....	6
2.2	Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan.....	7
2.3	Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden	10
2.4	Effectbeoordeling en toetsing	16
3	Effecten van aanleg kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.....	18
3.1	Inleiding	18
3.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren.....	18
3.3	Effecten op Natura 2000-gebieden	26
3.4	Effecten op beschermde soorten	29
3.5	(Verder) beperken van effecten door het nemen van aanvullende maatregelen	30
4	Cumulatieve effecten	32
4.1	Afbakening.....	32
4.2	Cumulatieve effecten windenergiegebied IJmuiden Ver.....	32
4.3	Cumulatieve effecten wind op zee 2026 – 2030	37
5	Onzekerheden en leemten in kennis.....	41
5.1	Procedure voor het bepalen van populatie-effecten	41
5.2	Overige onzekerheden.....	43
6	Referenties	45

BIJLAGEN

Bijlage 1 Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver

Bijlage 2 Effecten van impulsief geluid op het gehoor (PTS)

Bijlage 3 Modelleringsgeofysische surveys

1 Inleiding

1.1 ACHTERGROND EN KADER

Bij het heien van funderingen voor windturbines wordt veel geluid geproduceerd, waardoor zeer hoge geluidsniveaus in de omgeving van de heilocatie kunnen ontstaan. Afhankelijk van de afstand waarop dieren zich van de bron bevinden, kan dit bij zeezoogdieren tot effecten op het gedrag leiden of tot fysiologische effecten, zoals een tijdelijke of permanente verhoging van de gehoordrempel (TTS = *temporary threshold shift* en PTS = *permanent threshold shift*).

Om ervoor te zorgen dat geen onaanvaardbare effecten van de constructie van windparken op de omvang van de populaties van belangrijke soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee ontstaan, is het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC) ontwikkeld. In de eerste versie daarvan betrof het de windenergiegebieden van het Energieakkoord uit 2013, te weten Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). Op basis van de destijds meest recente kennis en inzichten bevatte het onderdeel 'Onderwatergeluid' een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren (KEC 1.0, onderdeel onderwatergeluid: Heinis & de Jong et al., 2015). In de (kleine) update in 2016 (KEC 2.0) werd het KEC 1.0 uitgebreid met een ecologische norm voor maximaal toelaatbare effecten op de bruinvispopulatie. Het onderzoek had uitgewezen dat effecten op de bruinvispopulatie maatgevend zouden zijn. Voor de bruinvispopulatie op het NCP werd als ecologische norm gesteld dat door de aanleg van de windparken van het Energieakkoord 'de reductie van de populatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% mag zijn'. Dit is voorzichtiger dan de 80%-norm die in het kader van het ASCOBANS-verdrag is gesteld (zie Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS).

Intermezzo Ecologische norm en ASCOBANS

Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van impulsief onderwatergeluid voor bruinvissen is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van de populatie in het geding is. In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80% van het draagkracht-niveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het NCP is. Het met grote zekerheid instandhouden van de populatie op minimaal 95% van de huidige omvang als gevolg van de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030 kan als een veilige keuze worden beschouwd.

Met de publicatie van de routekaart windenergie op zee 2030 op 27 maart 2018 heeft het kabinet de voorziene uitrol gepresenteerd voor de verdere realisatie van windenergie op zee voor de periode 2024 tot en met 2030. In deze routekaart zijn de planning en keuze voor gebruik van drie nieuwe windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen, te weten Hollandse kust (west), Ten noorden van de Waddeneilanden en IJmuiden Ver. Om toetsing van de kavelbesluiten voor deze windenergiegebieden aan het KEC mogelijk te maken is het KEC uit 2016 geüpdatet. In dit KEC 3.0 zijn de resultaten van recent onderzoek en de nieuwste inzichten op het gebied van (de effecten van) impulsief onderwatergeluid verwerkt (Heinis & de Jong et al., 2019). In het KEC 3.0 zijn ook voorstellen gedaan voor te stellen grenzen aan de hoeveelheid tijdens de bouw te produceren onderwatergeluid (geluidsnorm) om ervoor te zorgen dat de eerder bepaalde ecologische norm voor bruinvissen niet wordt overschreden.

Op basis van recente EU-afspraken is het nodig de doelstelling voor de bijdrage van duurzame energie aan het totaal voor 2030 aan te scherpen (55% i.p.v. 49%). Een deel van de oorspronkelijke planning voor de uitrol 2030-2040 van 27 GW extra opgesteld vermogen moet daarom in de tijd

naar voren worden gehaald. Om de reductiedoelstelling van 55% in 2030 te halen, is minimaal 10 GW boven op de al geplande en gebouwde windparken nodig, die bij elkaar een vermogen hebben van ongeveer 10 GW. Aanvullend is sprake van een nog niet gepland restant van 0,7 GW, dat nodig is om de 49% reductiedoelstelling te halen. In het 'Programma Noordzee 2022-2027' is daarom ruimte gereserveerd voor 10 GW + 0,7 GW extra aan opgesteld vermogen voor 2030. In een later voorziene, partiële herziening van het Programma Noordzee 2022-2027 zal de aanvullende 17 GW worden opgenomen om zo aan de totale opgave van 27 GW te komen.

Het kabinet heeft in in maart 2022 middels het Programma Noordzee 2022 – 2027 zoekgebieden aangewezen om extra windparken voor de versnelling in de periode tot 2030 te kunnen realiseren (Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022). Van de geselecteerde zoekgebieden is verondersteld dat ontwikkeling binnen deze periode, onder voorwaarden, mogelijk is. Ook voor de windparken in deze, nieuw aan te wijzen gebieden zijn de cumulatieve effecten volgens de KEC-methodiek bepaald (KEC 4.0). Naast een update van de scenario's voor de aanleg van wind op zee, is daarbij ook een aantal verbeteringen in de KEC-procedure geïmplementeerd. Zo is de methodiek uitgebreid om ook de effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden te kunnen bepalen, zijn recentere gegevens over de populatiedichtheden van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden op de Noordzee gebruikt en is het bepalen van het aantal verstoorde dieren rond een heilocatie verbeterd door gebruik te maken van nieuwe dosis-effect relaties in plaats van de in voorgaande KEC-versies toegepaste discrete drempelwaarde voor verstoring (Heinis & de Jong et al., 2022).

De opgedane inzichten en de resultaten van de berekeningen van het KEC 4.0 vormen het uitgangspunt voor de bepaling en de beoordeling van de effecten van de kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.

1.2 WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER (PERCEEL 2)

In het windenergiegebied IJmuiden Ver zullen zes kavels worden uitgegeven, waaronder kavel I en kavel II. Voor deze kavels wordt geen alternatieve verkaveling onderzocht. Om een beeld te krijgen van de maximale bandbreedte van de effecten van de constructie van het windpark op zeezoogdieren zijn bij het bepalen en beoordelen ervan twee alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1, een opstelling met 67 turbines van 15 MW;
- Alternatief 2, een opstelling met 50 turbines van 20 MW.

Daarnaast is, in tegenstelling tot eerdere effectonderzoeken, voor beide alternatieven niet alleen uitgegaan van monopaalfunderingen, maar is de mogelijke toepassing van tripod- of jacketfunderingen ook onderzocht. Voor deze funderingstypen worden per windturbine respectievelijk 3 of 4 (dunnere) palen geheid.

TNO heeft voor het KEC 4.0 berekeningen uitgevoerd. Daarbij zijn voor het windenergiegebied IJmuiden Ver op een enkele, centraal gelegen locatie mogelijke effecten op bruinvissen en zeehonden onderzocht (Heinis et al., 2022). Voor de berekeningen in dit MER zijn dezelfde uitgangspunten gekozen, maar zijn voor zowel bruinvissen als zeehonden nieuwe berekeningen op meerdere locaties uitgevoerd. Er is daarbij gerekend met geluidsnormen van 160 en 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (op 750 m). De resultaten van de berekeningen zijn volgens Heinis et al. (2022) geïnterpreteerd waarna de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden zijn bepaald en beoordeeld. Een schatting van cumulatieve effecten van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief de aanleg van TenneT-platforms en het geofysisch onderzoek binnen het windenergiegebied en langs de kabeltracés maakt hier onderdeel van uit. Daarnaast is

onderzocht in hoeverre (significante) effecten op de, voor bruinvissen en zeehonden natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden zijn te verwachten en is op nationale en internationale schaal getoetst of de gunstige staat van instandhouding van de populaties in het geding is. Deze is voor alle drie de onderzochte soorten bij de laatste update in 2019 als gunstig beoordeeld, met voor de bruinvis de kanttekening dat het toekomspectief onduidelijk is. Recent is een update van het Bruinvisbeschermingsplan uit 2011 gepubliceerd (Ministerie van LNV, 2020). Hierin wordt uitgebreid ingegaan op de huidige en toekomstige bedreigingen van bruinvissen op het NCP. Ook wordt daarin geadviseerd om voor bepaalde industriële sectoren (waaronder windenergie, seismisch onderzoek) zogenaamde geluidsbudgetten vast te stellen. Via het KEC 4.0 (en eerdere versies) is daar voor de realisatie van windenergie op zee invulling aan gegeven.

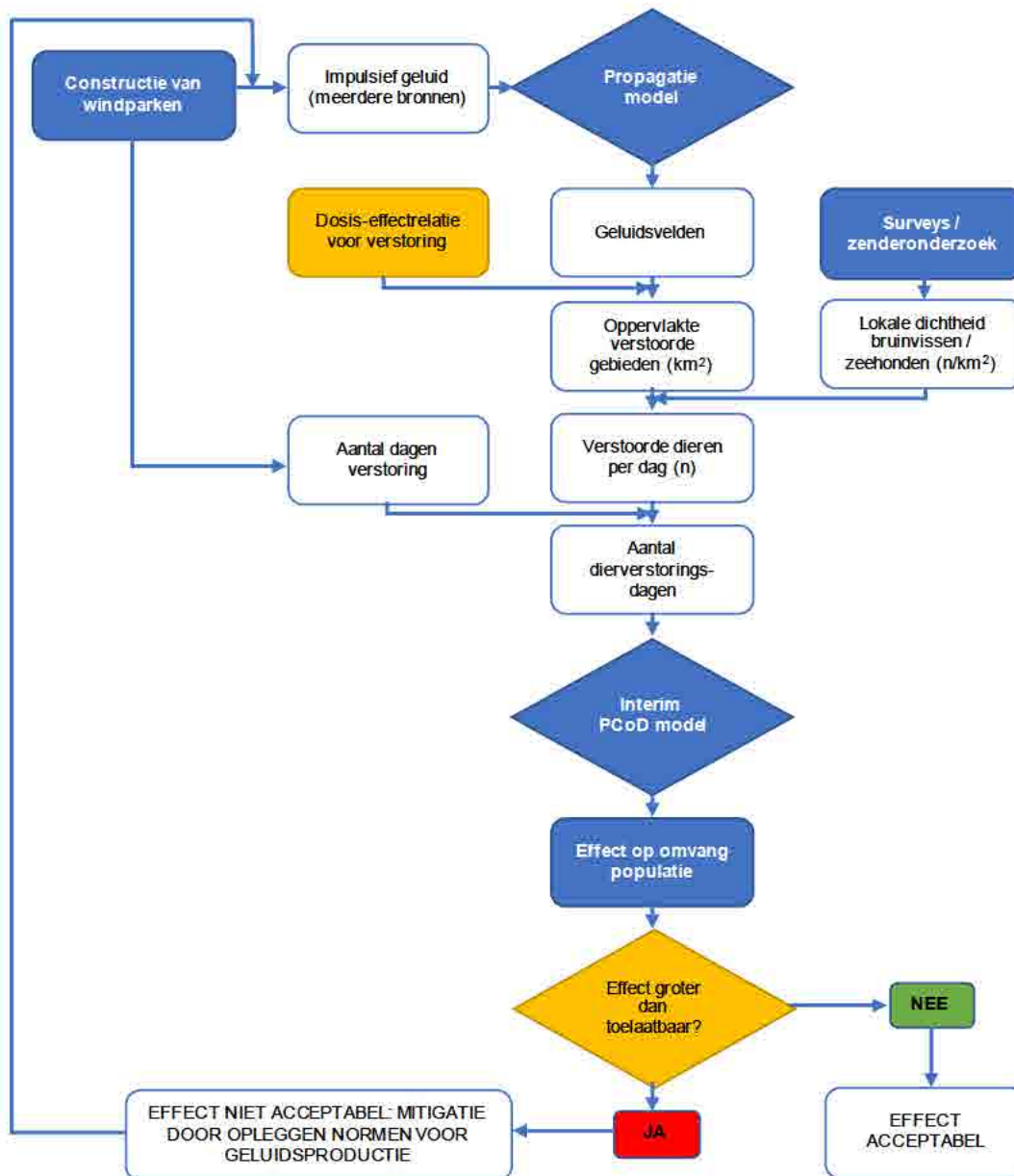
2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark

2.1 OVERZICHT STAPPEN EFFECTBEPALING

Voor het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de aanleg van windparken op zee op bruinvissen en zeehonden is voor het KEC 1.0 een procedure ('redeneerlijn') ontwikkeld voor het kwantificeren van de verschillende stappen in de effectketen (Heinis & de Jong et al., 2015). Deze redeneerlijn is in het KEC 3.0 opnieuw gebruikt om effecten op de bruinvispopulatie te kwantificeren en te beoordelen (Heinis & de Jong et al., 2019). In het KEC 4.0 vormt de redeneerlijn opnieuw het uitgangspunt voor het kwantificeren van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populaties van bruinvissen, gewone en grijze zeehonden. Hierbij is ervan uitgegaan dat effecten van impulsief geluid op het gedrag zowel voor bruinvissen als gewone en grijze zeehonden maatgevend zijn en dat permanente effecten op het gehoor (*Permanent Threshold Shift*, PTS) niet zullen optreden. In het achtergrondrapport bij het KEC 4.0 is dit voor een *worst case* situatie onderbouwd (Heinis & de Jong et al., 2022). Bij de berekening zijn de volgende, in Figuur 2-1 weergegeven stappen te onderscheiden:

1. Berekenen van een realistische *worst case* in de verspreiding van het geluid als gevolg van een enkele heiklap voor elk windpark; aan deze berekening ligt informatie over de bronsterkte, lokale omgevingsfactoren (w.o. bathymetrie en bodemsamenstelling) en kennis over de wijze waarop geluid in water propageert ten grondslag; het resultaat van deze stap is een kaart waarin het geluidsveld als gevolg van de geluidsproductie van de geluidsbron is weergegeven;
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en een geluidsdosis-effectrelatie voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
3. Berekenen van het aantal per heidag door geluid verstoorde bruinvissen en zeehonden uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van de dieren per seizoen;
4. Berekenen van het aantal dierverstoringsdagen uit het aantal verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal verstoringsdagen;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie, met gebruikmaking van het Interim PCoD model (versie 5.2);
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling voor de uitrol van windenergie op zee tot 2030 voor bruinvissen (Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019 a, b) en de in het KEC 4.0 voorgestelde vergelijkbare doelstelling voor zeehonden (zie aan Ministerie van LNV uitgebracht advies in Bijlage A van Heinis & de Jong et al., 2022).

De hiernavolgende paragrafen 2.2 tot en met 2.4 bevatten een uitgebreidere beschrijving van de stappen die zijn doorlopen bij het bepalen van de effecten van de aanleg van de kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver op zeezoogdieren.



Figuur 2-1 Schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn voor het bepalen en beoordelen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden bij de constructie van windparken op zee.

2.2 BEPALING VAN HET BRONGELUID EN DE VERSPREIDING ERVAN

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens heien (en het uitvoeren van geofysisch onderzoek). Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de constructie van windparken is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep¹ verder ontwikkelde, Aquarius 4 model (de Jong et al., 2018). Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt voor breedbandgeluid tot rekenresultaten die goed overeenkomen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus (zie Intermezzo 'Validatie Aquarius 4 model' en de Jong et al., 2018).

¹ Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33561-26.html> en www.noordzeeloket.nl/funcities-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch-programma-wozep/

Voor het berekenen van de effecten op zeezoogdieren zijn met Aquarius 4 onderwatergeluidkaarten gegenereerd.

Intermezzo Validatie Aquarius 4 model

Het hier toegepaste Aquarius 4 model is gevalideerd aan de hand van de resultaten van metingen verricht tijdens de aanleg van de windparken Gemini en Luchterduinen (de Jong et al., 2018). Daarbij zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende onderwater geluidniveaus tot op een maximale afstand van 66 km van de heillocatie. Uit deze vergelijkingen blijkt dat het gemodelleerde breedband *Single Strike Sound Exposure Level* (SELss) goed overeenkomen met de gemeten waarden in het veld. Dit geldt echter in mindere mate als naar de niveaus van afzonderlijke frequenties wordt gekeken: de voorspelde niveaus bij hogere frequenties (> 1 kHz) liggen tot 10 dB onder die van de gemeten niveaus (zie § 9.2 in de Jong et al., 2018). Het is nog niet duidelijk of dit voor deze frequenties een gevolg is van een onderschatting van het afgestraalde geluid van de paal of een overschatting van het propagatieverlies (of een combinatie daarvan). Voor het reduceren van deze onzekerheid is het van belang dat de modellen worden gevalideerd met meetgegevens van andere windenergieprojecten op zee². Genoemde onderschatting van de niveaus in de hogere frequenties hebben echter geen gevolgen voor de berekeningen van de *worst case* effecten op zeezoogdieren. Deze zijn namelijk gebaseerd op breedband geluidsniveaus en geven vanwege de goede overeenkomst tussen gemeten en gemodelleerde niveaus een betrouwbare inschatting van genoemde effecten.

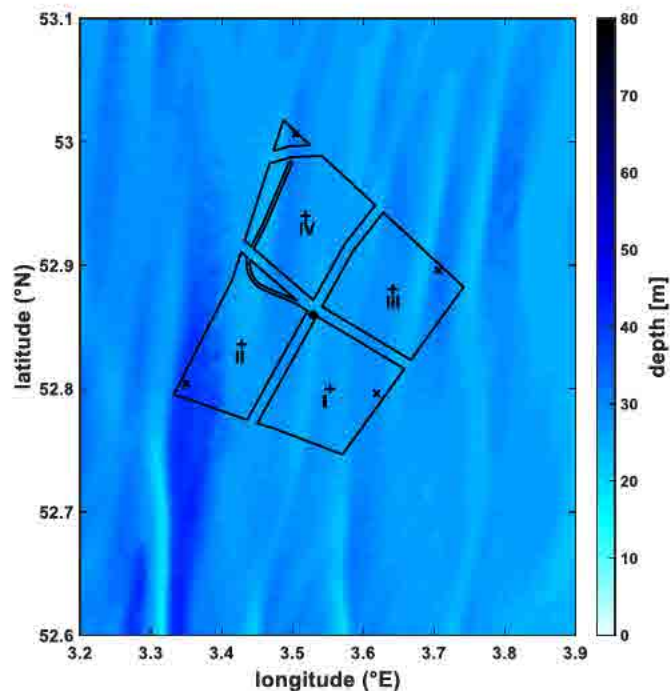
Voor het KEC 4.0 zijn effecten van de ‘routekaart 2016 en 2030 windparken’, inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW extra opgesteld vermogen berekend voor de situatie dat geluidsnormen zullen worden toegepast waardoor de propagatie van het heigeluid door het nemen van mitigerende maatregelen wordt gedempt. In deze notitie is er voor het windenergiegebied IJmuiden Ver en voor de windergiezoekgebieden van de versnelling van uitgegaan dat een geluidsnorm van SELss = 160 of 164 dB re 1µPa²s (750 m) wordt toegepast. Voor de al aangelegde of nog aan te leggen windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid), Hollandse kust (noord), Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden is uitgegaan van de in (concept)kavelbesluiten vastgelegde geluidsnormen.

Om een indruk te krijgen van de invloed van de locatie binnen het windenergiegebied op de effecten zijn voor de kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor een viertal representatieve paalposities berekeningen uitgevoerd (Figuur 2-2). De resultaten hiervan worden afgezet tegen de resultaten van de berekeningen die in het kader van het KEC 4.0 voor het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn uitgevoerd (* in Figuur 2-2). In elk van de kavels I en II is een locatie in het centrum (het zwaartepunt) en een locatie op het diepste punt gekozen. In de twee kavels ligt de waterdiepte tussen 27,2 en 41,8 m. Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen. Per locatie zijn niet alleen heigeluidberekeningen uitgevoerd voor monopaalfunderingen (twee typen), maar ook voor tripod- en jacketfunderingen. Deze worden vooral toegepast in dieper water. De uitgangspunten voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2-1. Voor overige invoergegevens wordt verwezen naar het memo van TNO in Bijlage 1.

Tabel 2-1 Turbinevarianten waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	Monopaal	Monopaal	Tripod	Jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter (m)	9	15	5	3
Hamerenergie (kJ)	4000	7000	2000	2000

² Tijdens de constructie van de windparken in windenergiegebied Borssele zijn metingen van onderwatergeluid uitgevoerd. Analyseresultaten zijn eind 2021 beschikbaar gekomen. Omdat bij Borssele met mitigatie is geheid, kon geen directe modelvalidatie worden uitgevoerd, maar is wel een empirische correctie voor de geluidreductie door verschillende geluid reducerende systemen afgeleid.



Figuur 2-2 Contouren van de vier kavels van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels. In het centrum (*) van het hele gebied ligt de voor het KEC 4.0 geselecteerde heilocatie (Heinis et al., 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op zeezoogdieren is verder het te hanteren heischema van belang. In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat in elk van de kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver 67 windturbines van 15 MW (alternatief 1) of 50 windturbines van 20 MW (alternatief 2) zullen worden opgesteld. Het heien van één monopaal turbinefundering zal, zo blijkt uit opgedane ervaring bij de aanleg van o.a. het windpark Luchterduinen, inclusief korte pauzes maximaal ongeveer 2 uur duren. Bij het gebruik van tripod- of jacket-funderingen neemt de totale duur van het heien per fundering toe, omdat per fundering meerdere kleinere palen (met een lagere hei-energie) worden geheid, respectievelijk 3 voor een tripod- of 4 voor een jacket-fundering. De totale (netto) heitijd per fundering bedraagt naar verwachting 5 – 8 uur voor tripod funderingen en 3 – 9 uur voor jacket-funderingen (Brandt et al., 2018; Graham et al., 2019)³. Dat betekent dat er in het bouwseizoen bij toepassing van monopaalfunderingen maximaal zo'n 134 uur wordt geheid voor alternatief 1 (67 palen x 2 uur) en 100 uur voor alternatief 2 (50 palen x 2 uur). Voor tripod- en jacket-funderingen is dit respectievelijk maximaal 300 en 450 uur voor 50 funderingen (alternatief 2).

Afankelijk van de weersomstandigheden en andere, technische of logistieke omstandigheden is de verwachting dat de heiwerkzaamheden bij toepassen van monopaalfunderingen binnen een periode van 3,5 tot 4 maanden (alternatief 1) of 2,5 – 3 maanden kunnen worden uitgevoerd (alternatief 2). Deze schattingen zijn gebaseerd op de totale aanlegduur van de 4 kavels in het windenergiegebied Borssele. Bij de aanleg hiervan werd een limiet gesteld aan het maximale

³ Op basis van Brandt et al. (2019) en Graham et al. (2019) is er bij de berekeningen van uitgegaan dat het heien voor een tripod- en jacketfundering gemiddeld genomen niet meer dan één dag in beslag neemt.

geluidsniveau op 750 m van de heillocatie en werden systemen voor het reduceren van het onderwatergeluid gebruikt. Bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zullen de werkzaamheden meer tijd in beslag nemen, omdat voor de aanvoer van het grotere aantal palen meer tijd nodig is. Op basis van door Graham et al. (2019) gepubliceerde gegevens voor het Beatrice Offshore Windpark is geschat dat de totale aanlegduur bij toepassen van tripod- of jacket-funderingen zo'n 4,5 maanden voor de 50 funderingen van alternatief 2 zal bedragen. Bij aanleg van dit windpark is geen geluidsmitigatie toegepast. In Tabel 2-2 zijn genoemde uitgangspunten samengevat.

Tabel 2-2 Uitgangspunten voor berekeningen en effectbepaling

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	67	50
Geïnstalleerd vermogen per turbine	15 MW	20 MW
Netto heitijd per funderingstype		
Monopaalfundering	2 uur	
Tripod-fundering	n.v.t.	3 – 6 uur
Jacket-fundering	n.v.t.	3 – 9 uur (gem. 5 uur)
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden		
Monopaalfundering	3,5 – 4 maanden	2,5 – 3 maanden
Tripod & jacketfundering	n.v.t.	4,5 maanden

Bij de aanleg van windparken in kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver spelen naast het heigeluid de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid een rol:

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van het TenneT-platform;
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de twee geofysische surveys in het windenergiegebied, voorafgaand aan de bouw van het windpark.

Beide bronnen van impulsief onderwatergeluid zullen, tezamen met de effecten van de aanleg van windparken in de kavels III en IV in de bepaling van de cumulatieve effecten worden meegenomen.

2.3 BEREKENING VAN EFFECTEN DOOR HEIEN OP BRUINVISSEN EN ZEEHONDEN

2.3.1 Relevante effectparameters

De berekening van de geluidsverspreiding heeft als doel in te kunnen schatten hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een – fysiologisch – effect op het gehoor waardoor de dieren als gevolg van een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, *i.e.* de ‘optelsom’ van meerdere geluidspulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat **effecten op het gedrag maatgevend** zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. Bovendien treedt, mits PTS wordt voorkomen door het toepassen van mitigatie, bij alle

mogelijk beïnvloede dieren volledig herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien). Een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel heeft voor geen van de drie soorten een negatieve invloed op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans. De frequenties waarbij in bruinvissen TTS na blootstelling aan heigeluid kan optreden, liggen niet in het frequentiegebied dat van belang is voor het vinden van voedsel via echolocatie. Bij een aan nagespeeld heigeluid blootgestelde bruinvis blijkt de verhoging zich namelijk te beperken tot een relatief smalle band van lage frequenties [Kastelein et al., 2015]. Zeehonden, die minder gevoelig voor effecten op het gehoor zijn (zie bijlage 2), maken bij het zoeken van voedsel geen gebruik van hun gehoor, maar gebruiken daarbij vooral hun snorharen.

Voor het KEC 4.0 is op grond van geüpdatete *worst case* uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen (zie Bijlage 2). Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm $SEL_{55}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van permanente effecten op het gehoor bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentie-afhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

2.3.2 Relatie tussen blootstelling aan geluid en gedragsrepons

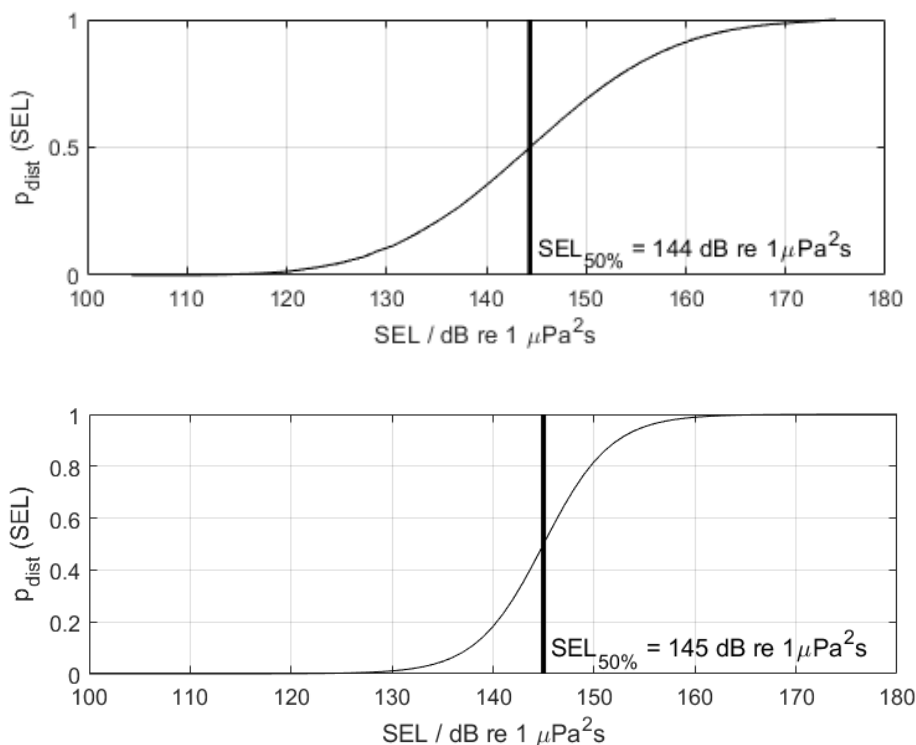
Relaties tussen het geluidsniveau (ongewogen breedband Single Strike Sound Exposure Level) en het optreden van een significante gedragsrespons⁴ zijn afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een significante gedragsverandering optreedt (verstoring).

Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidsniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor het achtergrondrapport 'Zeezoogdieren' bij het KEC 4.0 is daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-reponsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis & de Jong et al., 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al., 2018, Brandt et al., 2018, Graham et al., 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russell et al. (2016), Whyte et al.

⁴ Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrepons-schaal van Southall et al. (2007). Dit betreft gedragingen als veranderingen in zwemgedrag en ademhaling, mijden van een bepaald gebied en veranderingen in roep- of klikgedrag (t.b.v. communicatie of foerageren).

(2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 2-3 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. (2022) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).

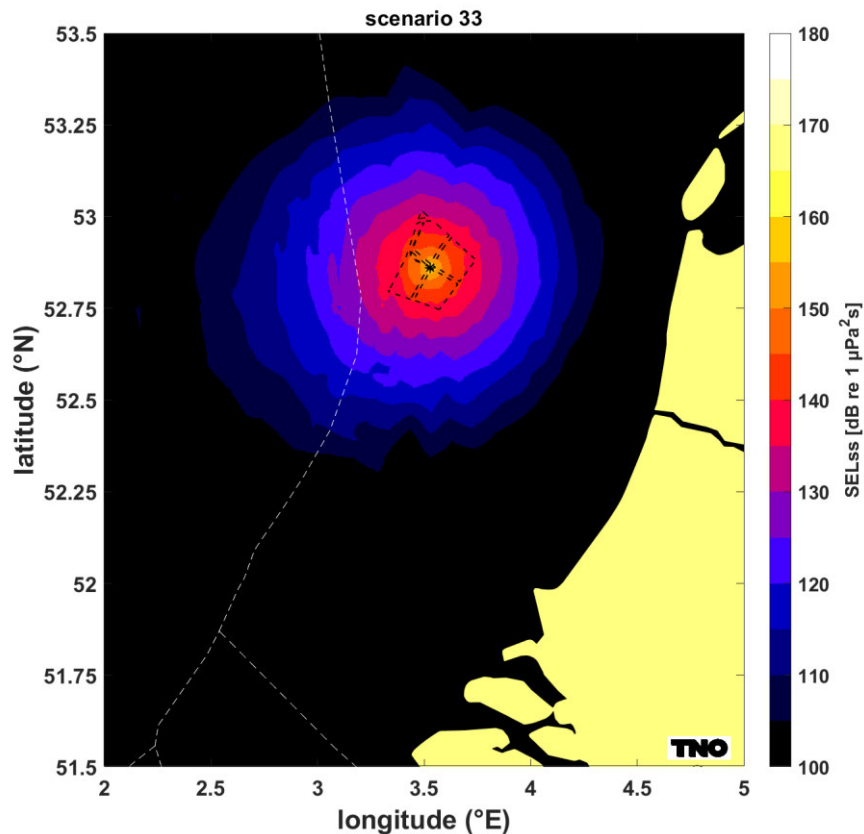


Figuur 2-3 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022 voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven SEL_{50%}-waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).

2.3.3 Toepassen effectrelaties bij bepalen van oppervlakte beïnvloed gebied

De oppervlakte rond de heilocatie waarbinnen dieren verstoord kunnen worden door het heigeluid is berekend aan de hand van de met het Aquarius 4 model gegenereerde onderwatergeluidkaarten. Hierin is de geluidverspreiding als gevolg van een enkele heiklap weergegeven (Single Strike Sound Exposure Level = SEL_{SS}). Een voorbeeld van een dergelijke geluidkaart is weergegeven in Figuur 2-4. Op grond van de in Figuur 2-3 weergegeven relaties is voor elk heiscenario (locatie, type fundering, hamerenergie) en een zogenaamd effectief verstoringsoppervlak voor bruinvissen en zeehonden berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. Voor de in Figuur 2-4 weergegeven centrale locatie bedraagt dat 626 km² voor bruinvissen en 240 km² voor zeehonden.

Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen en zeehonden (PTS) zijn voor dit MER geen aparte berekeningen uitgevoerd. In § 2.3.1 is op basis van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd aangetoond dat PTS door het toepassen van een geluidsnorm van SEL_{SS}(750m) = 168 dB re 1 μPa²s of lager niet zal optreden (zie ook Bijlage 2).



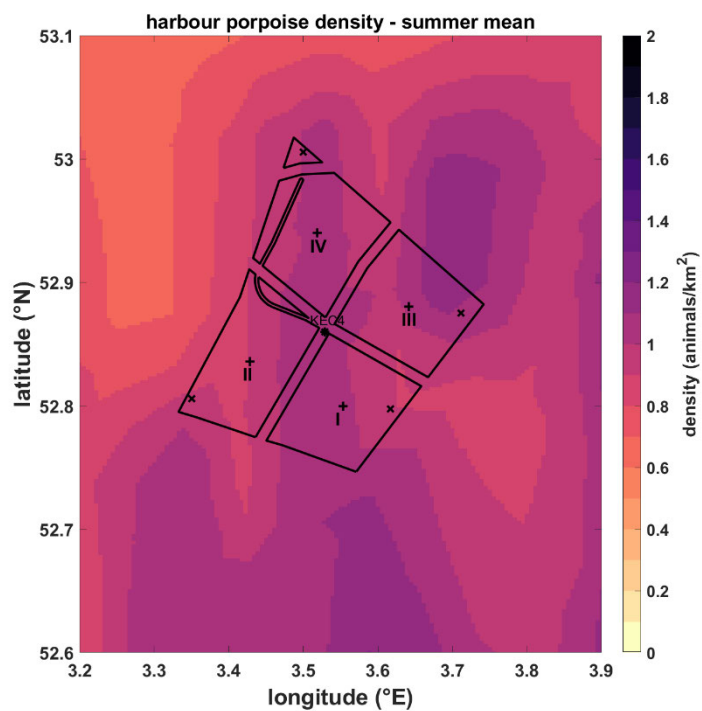
Figuur 2-4 Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale KEC 4.0-locatie bij het heien van de monopaal-fundering voor een 15 MW turbine.

2.3.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

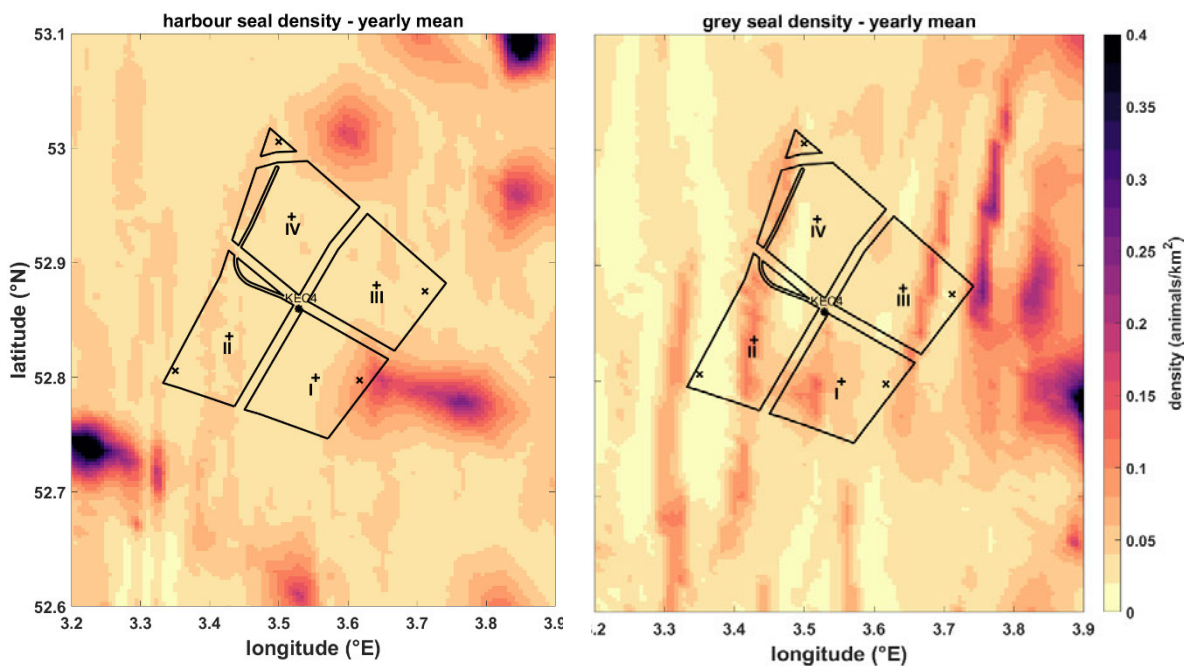
In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten). Vervolgens zijn alle, zo verkregen waarden van de punten gesommeerd.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 2-5 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 2-6 toont de jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond en en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver.



Figuur 2-5 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Figuur 2-6 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

2.3.5 Bepalen van populatie-effecten

Voor het bepalen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is uitgegaan van de aanpak en uitgangpunten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Ten opzichte van het eerdere KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn in het KEC 4.0 op basis van de meest recente kennis en inzichten opnieuw enkele verbeteringen in de stappen van de voor het KEC 1.0 ontwikkelde redeneerlijn aangebracht (zie Figuur 2-1 en begeleidende tekst). Zoals eerder aangegeven is er bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren van uitgegaan dat de effecten op het gedrag maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices, zie Intermezzo) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Intermezzo Acoustic Deterrent Devices (ADD)

Met ADD's wordt voorafgaand aan het heien gedurende korte tijd voor zeezoogdieren als hinderlijk ervaren geluid geproduceerd, waardoor zij van de heillocatie wegzwemmen (zie bijvoorbeeld Kastelein et al., 2017). Hierdoor wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden. Uit de de in Bijlage 2 weergegeven berekeningen blijkt dat de kans dat deze effecten op het gehoor bij bruinvissen en zeehonden optreden verwaarloosbaar is als ervan wordt uitgegaan dat de dieren bij de start van het heien wegzwemmen en zeer klein (m.n. bij zeehonden) als de dieren niet zouden wegzwemmen. Bruinvissen die zich bij aanvang van het heien binnen een afstand van 1,2 km van de heillocatie bevinden en niet wegzwemmen, zouden PTS kunnen oplopen als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELs (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het zou dan om maximaal 4 bruinvissen per geheide turbinefundering gaan. Bij de aanleg van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen het er zeker minder zijn, omdat een strengere geluidnorm van SELs (750 m) = 160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ zal worden gehanteerd en omdat een 'slow start' zal worden toegepast. De hoeveelheid geluid waaraan eventuele niet wegzwemmende bruinvissen worden blootgesteld zal daardoor beduidend minder zijn.

Voor het KEC 4.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen). Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn (voor andere modellen zie Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren).

Intermezzo Berekenen van effecten van verstoring op populaties van zeezoogdieren

Met ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour POorpoise population in the North Sea), worden de effecten van verstoring door heigeluid op de bruinvisspopulatie geschat op basis van de beweging en het gedrag van individuele bruinvissen (Agent-Based Modelling ABM of Individual-Based Modelling IBM). Dit model was ten tijde van het KEC 1.0 nog niet beschikbaar (Van Beest et al., 2015; Nabe-Nielsen et al., 2014). Een eerste versie voor algemene toepassing kwam in april 2017 beschikbaar. Er is inmiddels van die versie een update verschenen die is te downloaden via depons.au.dk.

Naast het waarborgen van de internationale vergelijkbaarheid is een belangrijke motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het Interim PCoD model, dat voor het zuidelijke deel van de Noordzee gegevens ontbreken over beweging en gedrag van individuen in de ruimte en tijd. Voor zeehonden zijn dergelijke data wel beschikbaar en zou de energetische consequentie van een interruptie in foeragemogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New et al., 2014, Costa 2012). Een op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik wordt gemaakt, is in ontwikkeling (WMR, G. Aarts c.s.), maar nu nog niet beschikbaar. Effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn daarom, net als voor bruinvissen met de meest recente versie van het Interim PCoD model bepaald.

In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (= aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal **dierverstoringsdagen**) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (*vital rates*). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel *expert elicitation* proces, aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een 'full' PCoD model (cf. New et al., 2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn twee workshops gehouden waarin via *expert elicitation* op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis 2018; Booth et al., 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het Interim PCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven⁵. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het Interim PCoD model (<http://www.smruconsulting.com>).

Het totale aantal **dierverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (zie § 2.3.4) te vermenigvuldigen met het aantal **heidagen**. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model versie 5.0 (en later) wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij **bruinvissen** die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze. Voor **zeehonden** is in het model van een langere verstoringduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitation over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringduur zou moeten zijn⁶.

2.4 EFFECTBEOORDELING EN TOETSING

2.4.1 Principes

De laatste stap van de redeneerlijn betreft het beoordelen van de geschatte populatieafname en de toetsing aan het, door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare effect op de populatie. In het vergunningstraject rond de kavels I en II van windenergiegebied Borssele is, mede op basis van advies van de Commissie m.e.r. voor bruinvissen een ecologische norm, te weten een maximaal toelaatbaar effect, voor de windparken van het Energieakkoord vastgelegd met een bijbehorend stelsel van geluidnormen. De principes hiervan zijn vastgelegd in de KEC-update 2016 (Ministerie EZ & Ministerie IenM 2016a, b). Uitgangspunt bij de toetsing van de effecten op de bruinvispopulatie was dat met grote zekerheid (95%) moest kunnen worden vastgesteld dat de huidige (Nederlandse) bruinvispopulatie als gevolg van de aanleg van de windparken op zee van het Energieakkoord met niet meer dan 5% zou afnemen.

Bij het KEC 3.0 en KEC 4.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of *Acceptable Level of Impact*) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV is

⁵ Een beta-versie van het geüpdatete Interim PCoD model is al in 2018 gebruikt voor de KEC 3.0 berekeningen van de cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie (zie Heinis et al., 2019).

⁶ Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de vital rates van een kortere verstoringduur zijn uitgegaan.

voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen. Het ministerie van LNV heeft erkend dat dit een veilige grens is en stelt voor deze ecologische norm nog niet vast te stellen, maar als 'werknorm' in het KEC 4.0 te gebruiken.

In overeenstemming met het KEC 4.0 is dus van de volgende ecologische norm uitgegaan:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5%).”

Bij een verwachte overschrijding van de ecologische norm voor bruinvissen of zeehonden, kunnen windparken uitsluitend worden aangelegd als dusdanige mitigerende maatregelen worden getroffen dat wel aan de ecologische norm wordt voldaan. De Nederlandse overheid stelt daartoe een limiet aan de maximaal te produceren hoeveelheid onderwatergeluid.

2.4.2 Beoordeling van de effecten van aanleg windparken in IJmuiden Ver

Voor het onderzoek naar de effecten op zeezoogdieren van de aanleg van windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver vormen de dierverstoringsdagen die ten grondslag liggen aan de Interim PCoD berekeningen voor het KEC 4.0 het referentiekader. Het aantal berekende dierverstoringsdagen door aanleg van de kavels van IJmuidenVer wordt daarom vergeleken met de voor hetzelfde windenergiegebied berekende dierverstoringsdagen in het KEC 4.0. Als dat aantal kleiner of vergelijkbaar is met dat van het KEC 4.0, kan ervan worden uitgegaan dat de effecten op de populaties van bruinvissen of zeehonden in cumulatie met de effecten van de aanleg van de andere windparken in de periode 2016 – 2030 ook kleiner of vergelijkbaar zijn.

3 Effecten van aanleg kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver

3.1 INLEIDING

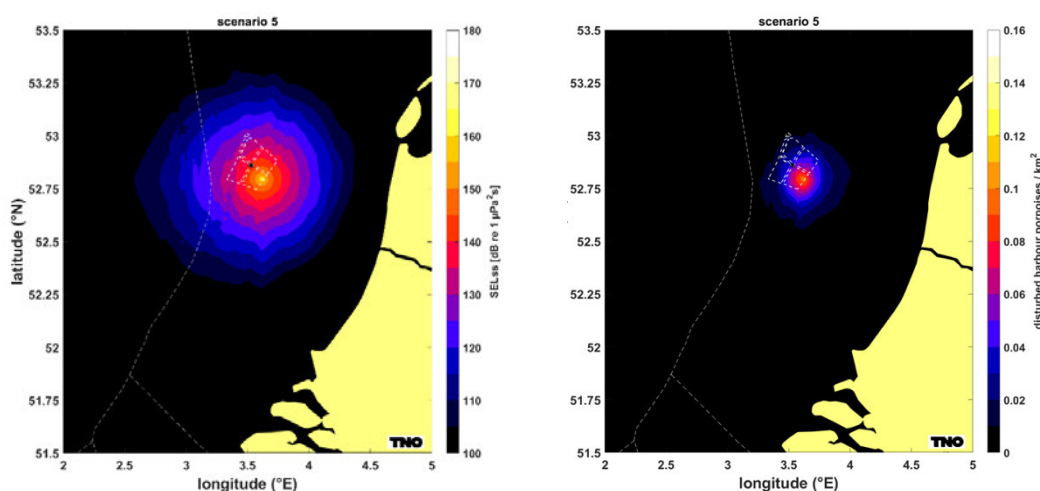
Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van twee kavels van elk 1.000 MW in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen. De berekeningen zijn uitgevoerd voor twee paalposities per kavel (Figuur 2-2). Verder is er voor de berekening van de maximale omvang van het effect van uitgegaan dat het breedbandgeluidsniveau op 750 meter van de heillocatie 160 of 164 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ bedraagt. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 3.2 beschreven. De toetsing van de effecten aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 3.3, waarna in § 3.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Wet natuurbescherming (Wnb).

3.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

3.2.1 Bruinvis

Effecten op het gedrag van bruinvissen

In Figuur 3-1 is de door TNO berekende verdeling van het voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure⁷ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidsniveau is gesteld. In het weergegeven voorbeeld is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een verstoord gebied van 568 km^2 . Het rechterpaneel van Figuur 3-1 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per km^2 . Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel I, is berekend dat op een heidag 566 bruinvissen worden verstoord.



Figuur 3-1 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{SS} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km^2 a.g.v. heien op deze locatie (rechts).

⁷ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoord gebied.

De berekende effecten van het heien voor de aanleg van turbinefunderingen in kavel I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op bruinvissen zijn opgenomen in Tabel 3-1 en Tabel 3-2.

Tabel 3-1 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie Figuur 2-2). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van bruinvissen zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	568 – 611	643 – 694	626
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	566 – 599	587 – 638	596
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	38,0 – 40,1	39,3 – 42,8	39,9

Tabel 3-2 Als Tabel 3-1 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	523 – 575	552 – 655	598
Tripodfundering	490 – 547	506 – 541	576
Jacketfundering	486 – 542	515 – 622	570
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	522 – 563	504 – 627	569
Tripodfundering	488 – 537	470 – 572	549
Jacketfundering	485 – 532	418 – 493	543
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	26,1 – 28,1	25,2 – 30,1	28,5
Tripodfundering	24,4 – 26,8	23,1 – 28,8	27,5
Jacketfundering	24,2 – 26,6	23,4 – 28,6	27,1

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m.
- Afgemeten aan het aantal dierversoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvispopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot 1,4 – 1,5 maal zo veel dierversoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).
- Voor de twee kavels zijn vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel I berekende effecten zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in bruinvisdichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 2-5).
- In vergelijking met het aantal dierversoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte getal in Tabel 3-1) liggen de berekende waarden voor de kavels I en II in dezelfde orde van grootte.

Voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen ook berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = 164

dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Zoals hiervoor beargumenteerd zijn de berekende verschillen binnen en tussen de kavels klein en mede vanwege diverse modelonzekerheden niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Bijlage 1). TNO heeft daarom voor deze studie de rekenresultaten voor de 8 locaties in de kavels I – IV gemiddeld en een beeld van de bandbreedte van de schatting gegeven via de standaarddeviatie (zie Bijlage van TNO in Heinis, 2023). De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringdagen weergegeven in Tabel 3-3. Ter vergelijking zijn de over de vier kavels gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SELss (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ook weergegeven, evenals het aantal bruinvisverstoringdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidnorm van SELss (750) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ tot een toename van het aantal bruinvisverstoringdagen leidt van ca. 51 – 56% in vergelijking met het toepassen van SELss (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en is het aantal (berekende) bruinvisverstoringdagen bij de ruimere geluidsnorm vergelijkbaar met het aantal dat voor alternatief 1 met geluidsnorm 160 dB en de KEC 4.0 locatie is berekend.

Tabel 3-3 Gemiddelde (\pm standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringdagen (1000-tallen) per kavel, voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I – IV).

Geluidsnorm SELss(750m) [dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$]	Alternatief 1 (67 turbines)		Alternatief 2 (50 turbines)	
	Monopaalfundering	Monopaalfundering	Tripodfundering	Jacketfundering
164	59 \pm 4	41 \pm 3	39 \pm 3	39 \pm 3
160	39 \pm 3	27 \pm 2	25 \pm 3	25 \pm 2
KEC 4.0	40			

Effecten op het gehoor van bruinvissen

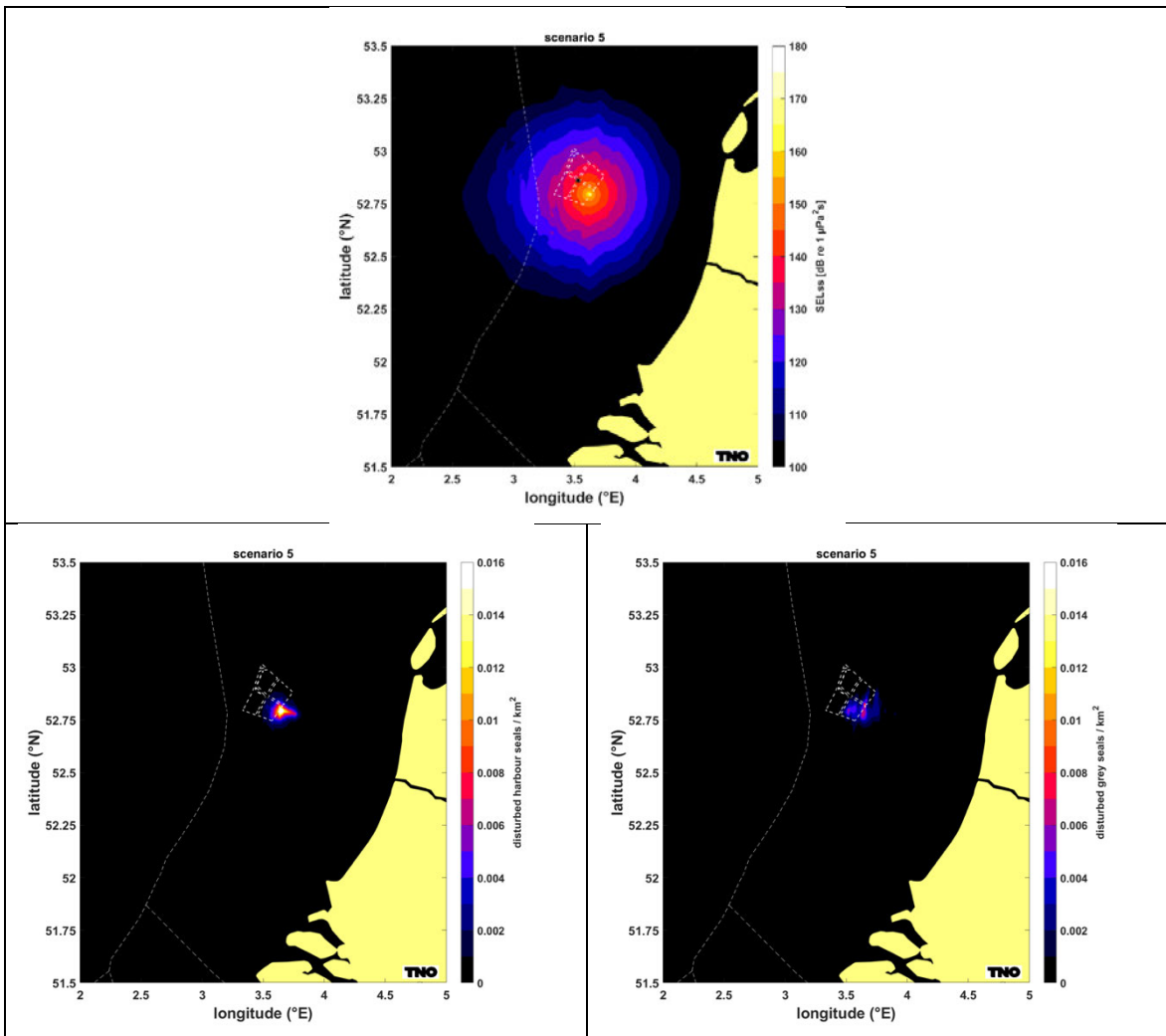
Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en bijlage 2).

3.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

In Figuur 3-2 is de door TNO berekende verdeling van het voor gewone en grijze zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een ‘soft start’ procedure⁸ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie van SELss = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor zeehonden een verstoord gebied van 224 km². De onderste panelen van Figuur 3-2 tonen het aantal op een heidag verstoorde gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) per km². Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel I), is berekend dat op een heidag gemiddeld 13 gewone zeehonden en 9 grijze zeehonden worden verstoord.

⁸ De ‘soft start’ procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.



Figuur 3-2 Voorbeeld van de berekende verdeling van SEL_{ss} (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km^2 a.g.v. heien op deze locatie.

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op gewone en grijze zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in kavels I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in

Tabel 3-4 en

Tabel 3-5. Afhankelijk van de periode in het jaar kunnen 3 – 31 gewone zeehonden en 7 – 23 grijze zeehonden tijdens het heien worden verstoord.

Tabel 3-4 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel (zie Figuur 2-2) en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1).

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	224 – 235	251 – 263	240
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	5 – 38 (11 – 13)	3 – 39 (11)	3 – 31 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5 – 8,7	7,3 – 7,6	6,6
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			10,5
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 17 (11)	7 – 17 (9 – 11)	8 – 16 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5	6,3 – 7,3	7,0
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			11,3

Tabel 3-5 Als

Tabel 3-4 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	194 – 209	205 – 234	217
Tripodfundering	177 – 193	186 – 217	203
Jacketfundering	177 – 193	192 – 217	202
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	4 – 34 (10 – 11)	2 – 32 (9 – 10)	3 – 28 (9)
Tripodfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Jacketfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,7	4,5 – 4,8	4,4
Tripodfundering	4,6 – 5,3	4,0 – 4,4	4,1
Jacketfundering	4,5 – 5,3	4,2 – 4,4	4,0
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 15 (10)	5 – 16 (8 – 10)	7 – 14 (9)
Tripodfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Jacketfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,0	3,8 – 4,9	4,7
Tripodfundering	4,4 – 4,6	3,5 – 4,6	4,4
Jacketfundering	4,4 – 4,6	3,6 – 4,6	4,3

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m.
- Afgezet tegen het totale aantal zeehonden op het Nederlandse deel van de Noordzee is het aantal op een heidag mogelijk beïnvloede dieren beperkt; voor gewone zeehonden betreft het 0,01 – 0,2% van de populatie op het NCP en voor grijze zeehonden is dat < 0,03 – 0,1%; de dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsten in het Waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is.
- Afgemeten aan het aantal dierverstoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot ongeveer 1,6 maal zo veel dierverstoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).
- Voor de twee kavels zijn voor gewone zeehonden vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel II berekende effecten voor grijze zeehonden zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in de dichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn waarschijnlijk niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 2-6).

In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 (vetgedrukte waarden in

- Tabel 3-4) zijn de berekende waarden voor de kavels I en II in alle gevallen lager. Ook zijn de voor het KEC 4.0 berekende waarden aanmerkelijk hoger dan de nu berekende waarden voor de KEC 4.0 locatie. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk alleen een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de ‘versnelling’) werd uitgegaan van een geluidnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm⁹ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Het werd daarom niet zinvol geacht om voor deze windparken de berekeningen voor zeehonden nogmaals uit te voeren met de lagere geluidnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m.

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$ uitgevoerd. Dit is niet zinvol, omdat uit de berekeningen met een geluidsnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ al is gebleken dat de ecologische norm niet zou worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

Effecten op het gehoor van zeehonden

Effecten op het gehoor van zeehonden (PTS) treden niet op en worden voorkomen door het toepassen van geluid reducerende maatregelen (zie § 2.3.1 en Bijlage 2).

3.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

3.3.1 Instandhoudingsdoelstellingen

Met uitzondering van de Vogelrichtlijngebieden Friese Front en Bruine Bank gelden in alle marien-estuariene Nederlandse Natura 2000-gebieden (ontwerp)instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden (Tabel 3-6).

Tabel 3-6 Instandhoudingsdoelstellingen voor bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond in Nederlandse Natura 2000-gebieden. = : behoud omvang/kwaliteit leefgebied; > : verbetering kwaliteit leefgebied.

N2000-gebied	Bruinvis		Gewone zeehond		Grijze zeehond	
	omvang	kwaliteit	omvang	kwaliteit	omvang	Kwaliteit
Waddenzee	=*	=*	=	=	=	=
Noordzeekustzone	=	>	=	=	=	=
Voordelta	=*	>*	=	>	=	=
Vlakte van de Raan	=	=	=	=	=	=
Oosterschelde	=*	=*	=	>	=*	=*
Westerschelde en Saeftinghe	=*	=*	=	>	=*	=*
Klaverbank	=	=	=	=	=	=
Doggersbank	=	=	=	=	=	=

* Doel is vastgelegd in ontwerp wijzigingsbesluit van 5 maart 2018, maar nog niet definitief vastgesteld.

Effecten van de aanleg en exploitatie van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen voor de windturbines via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

⁹ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

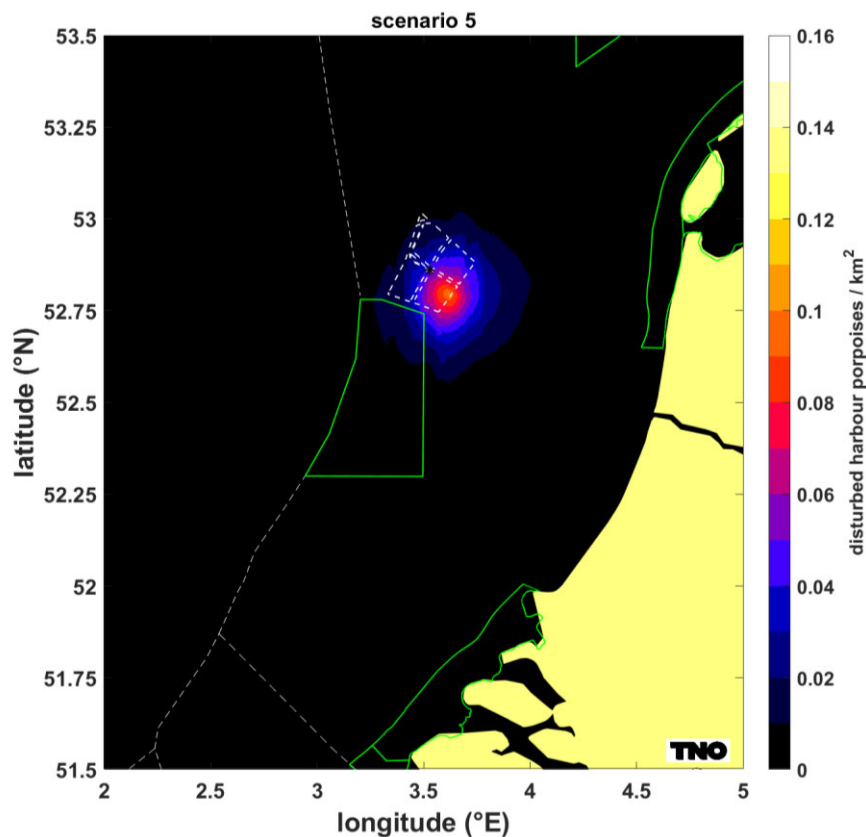
- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstorende, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvloed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in paragraaf 3.3 beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van de in Tabel 3-6 weergegeven Natura 2000-gebieden.

3.3.2 Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden (Figuur 3-3). Er is **dus geen sprake van directe externe werking**. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).



Figuur 3-3 Verstoringcontour voor bruinvissen door heien voor de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de dichtst bij de Nederlandse kust gelegen rekenlocatie (in kavel I) in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten.

Uit de in § 3.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's, waarbij ervan is uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$, is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen ligt het aantal bruinvisverstoringdagen in dezelfde orde van grootte (alternatief 1) of lager (alternatief 2). Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) zijn **uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

In het geval dat wordt uitgegaan van een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$, ligt het aantal berekende bruinvisverstoringdagen van alternatief 2 (50 turbines) in dezelfde orde van grootte als het aantal dat voor het KEC 4.0 is berekend, maar ruim 50% hoger voor alternatief 1 (67 turbines). Op de betekenis hiervan voor eventuele gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking wordt ingegaan in Hoofdstuk 4 (Cumulatieve effecten).

3.3.3 Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringcontouren met een van de gebieden. Het maximaal verstoord en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 224 km² voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (566 km²). Er is dus **geen sprake van directe externe werking**. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de in § 3.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa²s. Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidnorm van SEL_{SS} = 168 dB re 1 µPa²s, berekend dat **significante gevolgen** van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn **uit te sluiten**. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via **indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten**.

3.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de aanleg van windturbines in kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van bruinvissen als gevolg van de constructie van een windpark kan door het bevoegd gezag worden beschouwd als een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5, lid 2 (opzettelijk verstoren) van de Wet natuurbescherming en daarmee dus ook in de Wet Windenergie op Zee (2014).

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring bij bruinvissen niet tot significante effecten op de populatie zal leiden als wordt uitgegaan van toepassen van een geluidsnorm van SEL_{SS} = 160 dB re 1 µPa²s. Het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen ligt namelijk in dezelfde orde van grootte als wat voor IJmuiden I – IV in het KEC 4.0 is berekend. Dit geldt niet voor bij de constructie van alternatief 1 (67 turbines per kavel) als een hogere geluidsnorm van SEL_{SS} = 164 dB re 1 µPa²s wordt toegepast. In vergelijking met het KEC 4.0 wordt het aantal bruinvisverstoringsdagen met ongeveer 47% overschreden. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringsdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (verder § 4.3).

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, omdat de geluidsnormen erop zijn gericht dat door de aanleg van windparken op zee de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

3.5 (VERDER) BEPERKEN VAN EFFECTEN DOOR HET NEMEN VAN AANVULLENDE MAATREGELLEN

In de vorige paragrafen zijn de resultaten beschreven van het onderzoek naar de effecten van de realisatie van windparken in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Er is daarbij van uitgegaan dat bij de aanleg van deze windparken een geluidnorm wordt opgelegd van SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Hierna volgt een overzicht van de verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Het overzicht bevat zowel maatregelen/mogelijkheden die nodig zijn om de gestelde geluidnorm te halen (beperken van geproduceerd geluid door heimantels, bellenschermen e.d.), maar geeft ook inzicht in mogelijke maatregelen om ecologische effecten (in de toekomst) verder te beperken.

Uit de analyses is gebleken dat effecten op het gedrag door geluidverstoring maatgevend zijn voor de omvang van het effect op de populatie. De totale omvang van deze effecten wordt uitgedrukt in het aantal dierverstoringsdagen. Op grond van de berekeningen die voor het KEC 4.0 zijn uitgevoerd is aannemelijk gemaakt dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permament threshold shift*) niet zullen optreden.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal dagen waarop wordt geheid (= aantal turbinefunderingen). Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoorde gebied met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

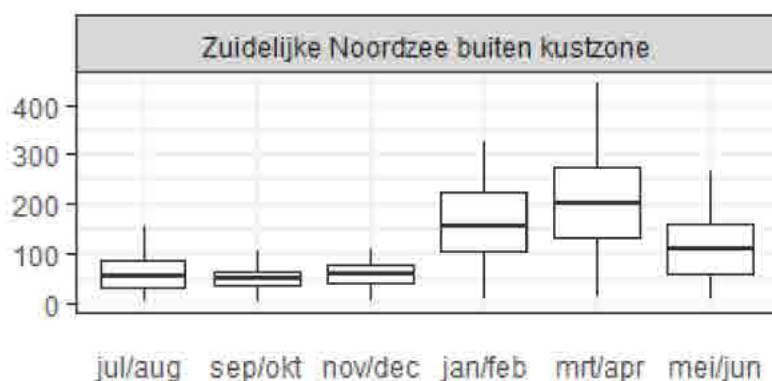
1. De oppervlakte door impulsief geluid door heien (met heihammers) verstoord gebied te beperken en/of
2. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal verstoringsdagen (= het aantal funderingen) te beperken of
4. Een andere, minder geluid producerende funderingstechniek gebruiken (bijvoorbeeld trillen, blue piling of schroeven).

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen e.d.);
- Voor de aanleg van windparken gebieden te kiezen met een relatief geringe waterdiepte. Het geluid draagt dan minder ver.

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

Voor het KEC 4.0 is voor **bruinvissen** gebruik gemaakt van de recente kaart van Gilles et al. (2020) met een schatting van de dichtheid in het zomerseizoen. Uit eerder onderzoek van Geelhoed et al. (2011) en recenter onderzoek door Soldaat & Poot (2019) is gebleken dat er grote verschillen in de verspreiding tussen de seizoenen kunnen zijn. Uit de analyse van gegevens uit de periode 1991 – 2016 die in het kader van het MWTL-programma zijn verzameld, blijkt dat in het offshore deel van de Zuidelijke Noordzee, waar het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, de dichtheid van bruinvissen duidelijk hoger is in de periode januari – juni dan in de zes maanden ervoor (Figuur 3-4). De over genoemde periode gemiddeld hoogste waarden werden in maart/april gezien.



Figuur 3-4 Voorkomen van bruinvissen in de zuidelijke Noordzee op basis van de MWTL-vliegtuigtellingen. Naar: Soldaat & Poot (2020).

Op grond van de door Aarts et al. (2021) geproduceerde kaarten kunnen seizoensverschillen voor **gewone en grijze zeehonden** wel worden meegenomen. Voor de berekeningen van het aantal dierverstoringsdagen is uitgegaan van de over de maanden gemiddelde dichtheid rond de heillocatie. In Tabel 3-7 is de jaarlijkse variatie in de per kwartaal gemiddelde dichtheid in het windenergiegebied weergegeven.

Tabel 3-7 Jaarlijkse variatie in de dichtheid van gewone en grijze zeehonden in het windenergiegebied IJmuiden Ver (gemiddelden per kwartaal).

n / km ²	jan - mrt	apr - jun	jul - sep	okt - dec
gewone zeehond	0,03	0,03	0,07	0,06
grijze zeehond	0,06	0,06	0,07	0,01

Ad 3. Beperken van het aantal verstoringsdagen

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere hei-energie nodig dan voor de aanleg van een windpark met meer, kleinere turbines. Bij het toepassen van één universele geluidsnorm maakt het voor de omvang het verstoringsoppervlak in principe echter in zeer beperkte mate uit met welke energie wordt geheid (zie Tabel 3-1 tot en met

Tabel 3-5). Op 750 m van de heillocatie mag het geluidsniveau de betreffende waarde immers niet overschrijden. In het geval dat gekozen wordt voor een kleiner aantal, relatief grote turbines zal het uiteraard wel moeilijker zijn de gestelde geluidsnorm te halen. Vanwege het feit dat er tussen verschillende alternatieven hoegenaamd geen verschil in de omvang van het verstoringsoppervlak is, zullen effecten van een windpark met een geringer aantal, relatief grote turbines voor zeezoogdieren altijd gunstiger uitpakken dan die van een windpark met meer, kleinere turbines (vergelijk bijvoorbeeld dierverstoringsdagen in Tabel 3-1 met die in Tabel 3-2). Bij de keuze voor een bepaalde grootte van windturbines moet uiteraard ook met andere soorten, zoals vogels en vleermuizen rekening worden gehouden. Gebleken is dat een kleiner aantal, relatief grote turbines ook voor zeevogels en vleermuizen gunstiger uitpakt.

Ad 4. Toepassen van alternatieve funderingstechnieken

Niet-impulsief geluid dat wordt geproduceerd tijdens de installatie van turbinefunderingen met andere technieken dan heien (trilhamers, schroeven, blue piling) is mogelijk minder verstorend. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met deze technieken een mogelijk substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel enkele technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast (zie § 5.2).

4 Cumulatieve effecten

4.1 AFBAKENING

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Het betreft de volgende geluidsbronnen:

- Apparatuur die wordt gebruikt voor geofysisch onderzoek in het plangebied en de kabeltracés voor het windpark (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de funderingen van de TenneT-platforms;
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de turbinefunderingen door middel van heihammers; andere niet-impulsieve funderingstechnieken (trillen, bluepiling) worden nog niet toegepast, maar veroorzaken vanwege de te verwachten lagere geluidsniveaus waarschijnlijk minder effecten op zeezoogdieren¹⁰.

Mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven. Voor wat betreft de mogelijke effecten van scheepsgeluid (door de reguliere scheepvaart) en seismische surveys betreft het reeds bestaande activiteiten; er kan van worden uitgegaan dat deze al zijn verdisconteerd in de huidige populatieomvang. Het door draaiende windturbines geproduceerde geluid is weliswaar continu, maar komt alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het achtergrondgeluid uit (Tougaard et al. 2009) en is dus geen relevante versturende factor voor zeezoogdieren. Voor de overige bronnen van impulsief geluid geldt dat ze of niet op het NCP voorkomen (sonar) of op zo'n manier worden uitgevoerd dat effecten op zeezoogdieren worden voorkomen (explosieven).

4.2 CUMULATIEVE EFFECTEN WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER

4.2.1 Scenario

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen voor de kavels I tot en met IV, in combinatie met de constructie van twee TenneT-platforms en een seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

De TenneT-platform hebben een zogenaamde jacketfundering, die elk met 8 palen in de zeebodem worden verankerd. Er wordt in overeenstemming met het KEC 4.0 van uitgegaan dat deze met een hei-energie van 2.000 kJ worden geheid en dat per dag 2 palen worden geheid. Bij de berekeningen is er voor de funderingen van de TenneT-platforms, anders dan voor de funderingen van de windturbines, conform het KEC 3.0 van uitgegaan dat een geluidnorm van SELs (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt toegepast.

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van

¹⁰ In het SIMOX project ([/www.grow-offshorewind.nl](http://www.grow-offshorewind.nl)) wordt de toepasbaarheid van verschillende funderingstechnieken onderzocht. Metingen en modellering van het geproduceerde onderwatergeluid maken daar onderdeel van uit.

Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zeekabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TennT-platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt. De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van IJmuiden Ver hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 3.

Volgens het scenario dat voor het KEC 4.0 is ontwikkeld worden in dezelfde periode dat voor IJmuiden Ver wordt gebouwd, ook drie windparken door andere landen rond de Noordzee aangelegd. Het betreft het Duitse N-3.6, het Princess Elisabeth Fairybank windpark in België en Norfok Boreas in het Verenigd Koninkrijk. Van geen van deze windparken zullen de verstoringsconturen tijdens de aanleg overlappen met het NCP. Daarmee is uit te sluiten dat in de periode van aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver ook effecten van de aanleg van andere windparken op het aantal, aan het NCP toegerekende bruinvissen optreden.

4.2.2 Effecten op de bruinvispopulatie

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 4-1 en Tabel 4-2. Ter indicatie zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismisch onderzoek hierin ook opgenomen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Tabel 4-1 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de tweeTenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefundeingen $SEL_{SS} (750 \text{ m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	153 ± 11
Totaal funderingen turbines en platforms		164 ± 11

Tabel 4-2 Als Tabel 4-2 voor alternatief 2 (200 turbines van 20 MW).

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	105 ± 9
Aanleg Tripod-funderingen	200	99 ± 10
Aanleg Jacket-funderingen	200	98 ± 9
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 115 ± 9

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal bruinvisverstoringdagen voor beide alternatieven en in alle gevallen onder het totaal van ca. **169.000 bruinvisverstoringdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Er zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij ervan is uitgegaan dat bij het heien van de turbinefunderingen een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. De resultaten van de berekeningen zijn opgenomen in Tabel 4-5 en Tabel 4-6.

Tabel 4-3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de tweeTenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen $SEL_{SS} (750 \text{ m}) = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	234 ± 16
Totaal funderingen turbines en platforms		244 ± 11

Tabel 4-4 Als Tabel 4-6 voor alternatief 2 (200 turbines van 20 MW)

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	165 ± 11
Aanleg Tripod-funderingen	200	156 ± 13
Aanleg Jacket-funderingen	200	155 ± 12
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 175 ± 9

Uit de resultaten blijkt dat bij de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 het totale aantal bruinvisverstoringdagen het totaal van ca. **169.000 bruinvisverstoringdagen** wordt overschreden dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Bij de constructie van turbinefunderingen en TenneT platforms volgens alternatief 2 ligt het totaal aantal berekende bruinvisverstoringdagen in dezelfde orde van grootte als de waarde van het KEC 4.0.

Omdat de in het KEC 4.0 berekende waarde van het totaal aantal bruinvisverstoringdagen voor de kavels I – IV niet (substantieel) wordt overschreden is de conclusie dat voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten. Bij de constructie volgens alternatief 1 wordt het totale aantal bruinvisverstoringdagen voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver volgens het KEC 4.0 met ongeveer 44% overschreden. Dit betekent dat een groter deel van het ‘budget bruinvisverstoringdagen’ dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario’s, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie verder § 4.3).

4.2.3 Effecten op zeehonden

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op **gewone zeehonden** door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 4-5 en Tabel 4-6.

Tabel 4-5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	29 ± 3
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 3

Tabel 4-6 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 2
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 2
Aanleg Jacket-funderingen	50	17 ± 2
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 19 ± 2

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierversoringsdagen voor gewone zeehonden voor beide alternatieven en in alle gevallen ruim onder het totaal van ca. **4.200 dierversoringsdagen** dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de populatie van gewone zeehonden worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario’s voor de aanleg van de

kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van **grijze zeehonden**. Voor deze soort is in het KEC 4.0 berekend dat significante effecten op de populatie zijn uit te sluiten bij ca. **4.520 dierverstoringsdagen** voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met de effecten van aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in onderstaande Tabel 4-7 en Tabel 4-8.

Tabel 4-7 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	30 ± 6
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 6

Tabel 4-8 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW) en de tweeTenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 4
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 4
Aanleg Jacket-funderingen	50	18 ± 4
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 20 ± 4

4.2.4 Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In § 3.3.2 is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringscontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in § 4.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de

gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In § 4.2.3 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

4.2.5 Beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **bruinvissen** niet in het geding, omdat in het KEC 4.0 is vastgelegd dat aan het impulsieve geluid bij de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030 zodanige restricties worden opgelegd dat de bruinvispopulatie op het NCP met grote zekerheid (95%) op een niveau van minimaal 95% dieren zal blijven. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. De berekeningen voor het KEC 4.0 en de daarin gehanteerde geluidsnorm voor het windenergiegebied IJmuiden Ver van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ vormde de grondslag voor de berekeningen in dit rapport. Dit is ook het geval als voor de kavels I – VI van IJmuiden Ver en Nederwiek I van een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 164\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt uitgegaan (zie verder § 4.3.1).

4.3 CUMULATIEVE EFFECTEN WIND OP ZEE 2026 – 2030

4.3.1 Bruinvissen

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend (Tabel 4-9). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden uitgegaan van één universele geluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de drie soorten berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Omdat met het toepassen van deze geluidnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden, zijn voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ uitgevoerd.

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de **bruinvispopulatie** van de Noordzee en het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-10. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van $SEL_{SS} (750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm **niet wordt overschreden** (en ruimte geeft voor toekomstige ontwikkelingen).

Tabel 4-9 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten.

Energieakkoord en oude routekaart 2030	Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)		
	I	II	III
Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)	Zoekgebied 1 (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)
Hollandse Kust (west) VI/II			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
Ca. 10 GW	10,7 GW	12,7 GW	16,7 GW

Tabel 4-10 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvispopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm: SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 µPa²s voor windenergiegebied IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringsdagen internationaal	23,9 x 10 ⁶	23,8 x 10 ⁶	23,7 x 10 ⁶
Aantal bruinvisverstoringsdagen NL-bijdrage	1,4 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁶
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	2,9%	2,6%	2,3%

In aanvullende berekeningen zijn effecten op het totale cumulatiescenario voor de verstoring van bruinvis berekend voor tussen 160 en 168 dB liggende waarden van de geluidsnorm (Heinis, 2023). Er is daarbij voor de windgebieden IJmuiden Ver I-IV, V en VI (= IJmuiden Ver noord) en Nederwiek I (= zoekgebied 1 zuid) berekend wat het effect is als uitgegaan wordt van een hogere geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 164 dB re 1 µPa²s in plaats van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 µPa²s die in het KEC 4.0 is gehanteerd. Voor de overige windenergiegebieden van het cumulatiescenario is de geluidsnorm in de berekeningen niet aangepast.

Om een beeld te krijgen van het toepassen van een hogere geluidsnorm op het totale cumulatiescenario is een vergelijking gemaakt met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor het grootste scenario. Dit zijn de windparken van de (oorspronkelijke) Routekaart 2030 en windparken in de zoekgebieden van rekenvariant III voor de versnelde ontwikkeling van wind op zee (zie Tabel 4-9). In totaal gaat het dan om de ontwikkeling van bijna 27 GW opgesteld/op te stellen vermogen in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekening zijn weergegeven in Tabel 4-11.

Uit de berekeningen blijkt dat bij de aanleg van de kavels I – VI van IJmuiden Ver en Nederwiek I een hogere geluidsnorm dan 160 dB kan worden gehanteerd zonder dat daardoor de ecologische norm wordt overschreden. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor alle zes kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie 3,4% van het aantal bruinvis op het NCP. Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario

significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op Natura 2000- gebieden zijn uit te sluiten.

Tabel 4-11 Effect van verschillende geluidsnormen voor de berekende reductie (5% kans) van het aantal bruinvissen op het NCP als gevolg van het heien van windturbinefunderingen volgens het KEC 4.0 scenario 2016 – 2030 (variant III). Bvvd = bruinvisversoringsdagen.

Variant	Bvvd / 1000	Populatiereductie		
		# dieren	%	
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 168 dB	2.648	3.995	6,3	KEC 4.0
IJmuiden Ver I – VI + Nederwiek I: 164 dB, daarna 160 dB	1.697	2.106	3,4	Interpolatie
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 160 dB	1.517	1.797	2,9	KEC 4.0

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het **geofysisch onderzoek** dat wordt uitgevoerd: binnen **alle windenergiegebieden** waar in de periode 2016 – 2030 windturbines worden geplaatst (inclusief de versnelde aanleg van max. 16 GW extra opgesteld vermogen), én rond het geplande tracé voor de zeekebels.

Uit de resultaten van de uit het KEC 4.0 rapport van Heinis & de Jong et al. (2022) overgenomen en in

Tabel 4-12 weergegeven indicatieve berekeningen blijkt (zie bijlage 3 voor de gehanteerde uitgangspunten):

- Het totale aantal bruinvisverstoringdagen door de surveys voor de Nederlandse windparken is maximaal 4,1% van het aantal bruinvisverstoringdagen door het heien (op basis van de maximale variant III van 16,7 GW extra opgesteld vermogen) en uitgaande van het toepassen van een geluidsnorm van SELss (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bij de aanleg van IJmuiden I – IV en de zoekgebieden van de versnelling;
- De toename van de berekende 5% kans op een reductie van de populatie op het NCP is verwaarloosbaar (van 2,9% naar 3,0%).

Tabel 4-12 Berekende bruinvisverstoringdagen (bvvd) als gevolg van het uitvoeren van geofysische surveys voor de aanleg van windparken op het NCP in de periode 2016-2030 (rekenvariant III = maximumvariant van 16,7 GW extra opgesteld vermogen).

Activiteit	Wanneer	Systeem	Verstoord oppervlak per dag (km ²)	Bvvd NL-parken 2016 – 2030 (rekenvariant III)
Globale survey windenergiegebied	5 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km ²	22.664
Gedetailleerde survey windenergiegebied	1 jaar voor aanleg	Sparker	~ 84 km ²	22.664
Globale survey kabeltracé	2 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km ²	8.148
Gedetailleerde survey kabeltracé	1 jaar voor aanleg	Sub-bottom profiler	~ 36 km ²	8.148
Totaal				61.622

4.3.2 Zeehonden

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 4-13 en

Tabel 4-14. Er is daarbij uitgegaan van toepassing van een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver I - IV) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben, zelfs als het totale aantal dierverstoringsdagen als gevolg van het uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is¹¹. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook. Hierbij wordt aangetekend dat er in de berekeningen van is uitgegaan dat de kans dat een individuele zeehond wordt verstoord voor alle individuen uit de populatie gelijk is. Als er *worst case* van wordt uitgegaan dat een veel kleiner deel van de populatie kan worden verstoord en er sprake is van dieren die steeds naar dezelfde locatie toegaan (grote mate van plaatstrouw), neemt de kans dat een zeehond meerdere malen wordt verstoord toe. Omdat het in een dergelijke situatie om een verwaarloosbaar aandeel van de totale populatie gaat, is het effect op de populatie als geheel nog steeds nihil.

Tabel 4-13 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidnorm: $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\text{ }\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	92×10^3	92×10^3	92×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	48×10^3	45×10^3	44×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

Tabel 4-14 Als Tabel 4-13 voor grijze zeehonden.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	58×10^3	58×10^3	58×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	24×10^3	22×10^3	21×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

¹¹ In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de *vital rates* (overlevingskans en voortplantingssucces).

5 Onzekerheden en leemten in kennis

5.1 PROCEDURE VOOR HET BEPALEN VAN POPULATIE-EFFECTEN

Elke stap van de procedure die is doorlopen bij het bepalen van de effecten op populaties met de daarbij behorende parameters kent een bepaalde mate van onzekerheid. Het kan daarbij gaan om onzekerheden als gevolg van een min of meer bekende variatie of onzekerheden over de aard of het tempo van technische ontwikkelingen, maar ook als gevolg van het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Een overzicht:

Kwantificering van brongeluid en geluidpropagatie

- Ondanks dat in de beschrijving van de fysica van de afstraling en propagatie van geluid significante verbeteringen zijn aangebracht in het Aquarius 4 model (de Jong e.a., 2018), blijft de kwantitatieve voorspelling van de SEL_{SS} onzeker. Dit geldt met name voor de hoogfrequente component van het geluid, maar deze is niet van belang voor de ongewogen breedband SEL_{SS}. De resultaten van de modellering met Aquarius 4 kwamen goed overeen met de ongewogen breedband SEL_{SS} die tijdens de constructie van het Gemini windpark is gemeten. Om (nog) meer vertrouwen en de voorspelde geluidsniveaus te krijgen, vooral in verband met de akoestische eigenschappen van de zeebodem, is het nodig dat het model voor meer scenario's wordt gevalideerd (verschillende hamerconfiguraties en omgevingsvariabelen). Bovendien worden in het Aquarius 4 model de effecten van mitigerende maatregelen, zoals heimantels en bellenschermen, nog niet expliciet berekend, maar als een correctie achteraf meegenomen.

Dosis-responsrelatie voor verstoring/gedragsverandering

- In de berekeningen voor bruinvissen is voornamelijk geen rekening gehouden met de gehoorgevoeligheid als gevolg van de frequentie. Het is aannemelijk dat het toepassen van een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van de bruinvissen gewogen SEL-waarde een betere voorspelling geeft van de gedragsreactie. De ten tijde van het opstellen van het KEC 4.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe. Tougaard et al. (2015) hebben er al enige tijd geleden op gewezen dat frequentieweging met een filter dat is gebaseerd op de inverse van het audiogram geschikt zou zijn voor het bepalen van effecten. De US National Marine Fisheries Service onderschrijft dit en heeft frequentieweging al geïmplementeerd in hun technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren (NMFS 2016). Voor gedragseffecten en verstoring zijn er echter nog onvoldoende gegevens beschikbaar om frequentieweging te implementeren. Als het gaat om projecten waar het heigeluid wordt gemitigeerd door gebruik van bellenschermen zou de toepassing van frequentieweging bij het bepalen van gedragsverstoring bij bruinvissen tot kleinere voorspelde verstoringsoppervlakken kunnen leiden, omdat het geluid in de voor bruinvissen relevante frequenties beter wordt gedempt (Dähne et al., 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

- Voor bruinvissen is in het KEC 4.0 gebruik gemaakt van de kaart van Gilles et al. (2020), die een schatting geeft van de gemiddelde zomerdichtheid van bruinvissen op de Zuidelijke Noordzee in de periode 2016-2019. Het betekent dat in de berekeningen geen rekening is

gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin. In de Deense wateren is relatief veel zenderonderzoek gedaan, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar is gekomen (e.g. Sveegaard 2011; Nielsen et al., 2018). Voor het zuidelijke deel van de Noordzee zal deze leemte echter niet op korte termijn worden opgevuld. De Nederlandse overheid onderzoekt de mogelijkheden om hierover meer kennis te verzamelen door het zenderen van bruinvissen (zie Vrooman et al., 2022 voor overzicht van de huidige kennis over het zenderen van bruinvissen). Het zal echter nog meerdere jaren duren voordat dit voldoende representatieve resultaten oplevert. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeurigere schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

- Voor zeehonden is wel rekening gehouden met seizoens-afhankelijke verschillen in de verspreiding, maar niet met de effecten van een waarschijnlijk grotere plaats-trouw van zeehonden dan bruinvissen. Daardoor zou het kunnen zijn dat het gedeelte van de zeehond-populaties dat regelmatig verblijft in de zoekgebieden een grotere kans heeft om gedurende meerdere dagen verstoord te worden dan nu in de berekeningen is aangenomen. Daar staat tegenover dat dit voor de meeste zoekgebieden slechts een klein gedeelte van de populatie betreft en dat de rest van de populatie in dat geval minder kans op verstoring ondervindt. In bijlage D van Heinis & de Jong et al. (2022) wordt voor zeehonden ingegaan op de mogelijke effecten van dierbeweging op de uitkomsten van het Interim PCoD model.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

- De omvang van de gevoelige deelpopulatie van bruinvissen (*vulnerable subpopulation*) is een van de parameters in het *interim Population Consequences of Disturbance* (iPCoD) model. In de berekeningen voor het KEC 4.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in dit rapport, is voor bruinvissen uitgegaan van een *vulnerable subpopulation* die gelijk is aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie (afgeleid uit Gilles et al., 2020). De belangrijkste redenen hiervoor zijn 1) dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er binnen de Noordzeepopulatie van bruinvissen deelpopulaties zijn die aan een kleiner deelgebied zijn gebonden en 2) uit een recente publicatie blijkt dat de *home range* van bruinvissen behoorlijk groot kan zijn (Nielsen et al., 2018). Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de *vulnerable subpopulation* onderzocht (Heinis & de Jong et al., 2015). Uit deze analyses bleek dat de omvang van de *vulnerable subpopulation* een rol begint te spelen bij een (berekende) populatiereductie van ongeveer de helft van de omvang van de *vulnerable subpopulation*. Het totale effect wordt beperkt tot ongeveer 80% van de *vulnerable subpopulation*. Dit betekent ook dat bij hogere waarden berekende populatiereductie toeneemt met de gekozen omvang van de *vulnerable subpopulation*. Een keuze voor een relatieve grote *vulnerable subpopulation* reduceert daarom het risico dat effecten worden onderschat.
- Doorvertaling van bruinvisverstoring naar effecten op *vital rates*. Het iPCoD model is in 2018 grondig geüpdatet en verbeterd. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en *vital rates* is voor bruinvissen gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam in samenwerking met de Universiteit van St. Andrews ontwikkeld state-of-the-art energiebudget model. Uit de modelberekeningen blijkt duidelijk dat bruinvissen in veel gevallen voor een (tijdelijk) verlies van foerageermogelijkheden kunnen compenseren. Het

is echter nog niet duidelijk of en zo ja, waarom de gebieden waar de grootste dichtheid wordt gezien ook de meest geschikte gebieden zijn. Hebben bruinvissen die uit een dergelijk geschikt gebied worden verdreven ook werkelijk minder kans te overleven en hoe hangen seizoensvariaties in het voorkomen samen met variaties in het voorkomen van voedsel?

- Aannames in iPCoD model over populatieontwikkeling en demografische parameters. In het Interim PCoD model is ervan uitgegaan dat de bruinvispopulatie stabiel is en dat de populatieontwikkeling niet afhangt van de dichtheid. Voor de modeluitkomsten betekent dit dat na een eenmaal aangebracht effect op de populatie, *i.e.* een afname als gevolg van de activiteiten, de populatie hiervan na het beëindigen van de activiteiten niet herstelt. Dit is waarschijnlijk niet realistisch. Voor een meer realistische inschatting van de populatieontwikkeling in de jaren van de verstoring, maar vooral na het beëindigen ervan is meer kennis nodig over dichtheidsafhankelijke effecten op populatieontwikkeling. Is de 'carrying capacity' bereikt en zo ja, wat zijn beperkende factoren voor populatiegroei? Speelt competitie om voedsel een rol als de dichtheid van dieren toeneemt als zij door onderwatergeluid uit een bepaald gebied worden verdreven?
- Toepassen van Interim PCoD model voor het doorvertalen van effecten op gewone en grijze zeehonden. Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn door zenderonderzoek veel gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar. Het betreft zowel populatieschattingen als kennis over beweging van individuele dieren. In combinatie met experimenteel bepaalde gegevens over de energetische 'kosten' van gedragsverandering (zie bijvoorbeeld Rosen et al., 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling et al., 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent based*' model (zie bijvoorbeeld Nabe-Nielsen et al., 2014) te combineren met een Dynamisch Energie Budget. Inmiddels is door WMR, in samenwerking met SMRU/Universiteit van St. Andrews een start gemaakt met de ontwikkeling van een dergelijk model (Chudzinska et al., 2021). Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is. Voor het schatten van effecten op de gewone en grijze zeehonden op het NCP is daarom, net als voor de bruinvissen gebruik gemaakt van de 2019-update van het Interim PCoD model. Ook hier is ervan uitgegaan dat alle op het NCP voorkomende zeehonden tot de *vulnerable subpopulation* behoren. Verder is ervan uitgegaan dat de populatie van gewone zeehonden stabiel is en dat die van de grijze zeehonden met 1% per jaar groeit (zie Sinclair et al., 2020 voor overige demografische parameters).

5.2 OVERIGE ONZEKERHEDEN

- Toepasbaarheid van alternatieve installatietechnieken. Uit resultaten van proefprojecten is gebleken dat met andere technieken dan heien, zoals trilhamers en blue piling een substantiële geluidsreductie is te bereiken (zie review van Verfuss et al., 2019). Hoewel dergelijke technieken veelbelovend zijn, worden ze voor windenergie op zee nog niet in de praktijk toegepast. Dit heeft er o.a. mee te maken dat nog niet zeker is of de monopile bij toepassing van een van deze technieken net zo stevig is verankerd is als wanneer wordt geheid ('axial bearing capacity'). Ook is er onzekerheid over de toepasbaarheid van deze technieken op dieper water. Voor trilhamers geldt bovendien dat gegevens over de aard van het geproduceerde geluid (frequentie-inhoud en niveaus) nog grotendeels ontbreken. In het SIMOX project (Sustainable Installation of XXL Monopiles) wordt de toepasbaarheid van alternatieve funderingstechnieken onderzocht (www.grow-offshorewind.nl/). Doel van het project is om de bestaande en benodigde kennis op elkaar af te stemmen van nieuwe en innovatieve installatietechnieken en -mogelijkheden. Binnen het project wordt door de

verschillende partners de nodige technische- en milieukennis verzameld, waaronder de resultaten van metingen van onderwatergeluid. Het streven is om binnen vijf jaar één of meerdere gekwalificeerde en gevalideerde installatietechnologieën voor de volgende generatie monopiles beschikbaar te hebben.

- Onzekerheid over de effecten van toepassing van andere funderingstypen, waaronder tripod- en jacketfunderingen, 'gravity based' funderingen en drijvende windparken nu en in de toekomst. In KEC 4.0 studie is ervan uitgegaan dat de turbines in alle onderzochte windparken in binnen- en buitenland op monopilefunderingen worden geplaatst. Voor de gebouwde en te bouwen windparken op het relatief ondiepe zuidelijk deel van de Noordzee is dit aannemelijk, maar niet voor windparken die op dieper water worden aangelegd, zoals veel van de windparken in het Verenigd Koninkrijk, waar vaak gebruik wordt gemaakt van jackets of tripods. Het heien van een jacketfundering (4 palen) neemt waarschijnlijk meer tijd in beslag dan het heien van een enkele monopilefundering. Als dat meerdere dagen zijn, neemt het aantal bruinvisverstoringdagen en daarmee het berekende effect op de populatie ook toe.
- Continu geluid dat, met name door schepen, wordt geproduceerd tijdens de constructie- en operationele fase. Resultaten van recent onderzoek dat voorafgaand aan de werkelijke heiwerkzaamheden al effecten op bruinvissen kunnen optreden (Graham et al., 2017, Rose et al., 2019). Voor een deel is dit het gevolg van de inzet van Acoustic Deterrent Devices (ADD), waarmee het optreden van PTS wordt voorkomen, maar bij verschillende windparken is al voorafgaand aan het aanzetten van de ADD een verminderde activiteit van bruinvissen rond de heilocatie waargenomen. Het tijdens de verschillende activiteiten geproduceerde onderwatergeluid is de meest aannemelijke verklaring hiervoor. Daarbij kan worden gedacht aan het scheepsgeluid (m.n. schroefgeluid), geluid van sonars, ankerkettingen, het neerlaten van de poten van de jack-up schepen etc. Ook voor de mitigatie van het heigeluid is veel extra (scheeps)activiteit nodig. Al deze activiteiten leiden tot minder grote verstoringafstanden dan verstoringafstanden als gevolg van (ongemitigeerd) heigeluid. In een zeer recente studie werd gerapporteerd dat scheepsgeluid bij bruinvissen tot verstoringafstanden van ca. 4 km kan leiden (Benhemma-Le Gall et al., 2021). Voor het doen van kwantitatieve uitspraken over mogelijke populatie-effecten van het aan de constructie en operatie van windparken gerelateerde geluid, zijn echter onvoldoende gegevens over aantal scheepsbewegingen, geluidsniveaus en de bijbehorende drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen beschikbaar. De verwachting is echter dat de effecten ten opzichte van het aantal scheepsbewegingen van de reguliere scheepvaart op de zeer druk bevaren Zuidelijke Noordzee verwaarloosbaar zijn (zie ook nog niet gepubliceerde resultaten metingen Borssele windpark). Continu geluid van operationele windturbines is in het algemeen alleen van belang wanneer het omgevingsgeluid van wind en scheepvaart heel laag is (Tougaard et al., 2020).
- Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

6 Referenties

- Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.
- Aarts, G., 2021. Memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Benhemma-Le Gal, A., I.M. Graham, N.D. Merchant & P.M. Thompson, 2021. Broad -scale responses of harbor porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. *Front. Mar. Sci.* 8:664724. doi: 10.3389/fmars.2021.664724.
- Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.
- Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011
- Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232.
- Brasseur, S. & G. Aarts, 2019. Memo: Gebruik van het Borndiep door zeehonden in relatie tot stroming. Een korte evaluatie op basis van beschikbare data. Wageningen Marine Research memo 1942583.
- Chudzinska, M., J. Nabe-Nielsen, S. Smout, G. Aarts, S. Brasseur, I. Graham, P. Thompson, B. McConnell, 2021. AgentSeal: Agent-based model describing movement of marine central-place foragers. *Ecological Modelling* 440 (2021) 109397.
- Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p. 423–426.
- Dähne, M., J. Tougaard, J. Carstensen, A. Rose & J. Nabe-Nielsen, 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar Ecol Prog Ser* 580: 221–237.
- de Jong, C.A.F., B. Binnerts, M. Prior, M. Colin, M. Ainslie, I. Muller & I. Hartstra, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions. TNO Report, TNO 2018 R11671.
- Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019 Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.
- Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open sci.* 6: 190335. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.190335>.
- Harwood, J., S. King, R. Schick, C. Donovan & C. Booth, 2013. A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCoD) approach: quantifying and assessing the effects

- of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. Report SMRUL-TCE-2013-014. Scottish Marine and Freshwater Science 5(2).
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.
- Heinis, F., 2023. Gevolgen van toepassen van verschillende geluidsnormen voor de bruinvispopulatie. Memo HWE d.d. 28 maart 2023.
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Kastelein, R.A., R. Gransier, M.A.T. Marijt & L. Hoek, 2015. Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. J. Acoust. Soc. Am. 137: 556 – 564.
- Kastelein, R.A., J. Huybrechts, J. Covi & L. Helder-Hoek, 2017. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to Sounds from an Acoustic Porpoise Deterrent. Aquatic Mammals 43: 233 -244. DOI 10.1578/AM.43.3.2017.233.
- Kastelein, R.A., S. van de Voorde & N. Jennings, 2018. Swimming Speed of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) During Playbacks of Offshore Pile Driving Sounds. Aquatic Mammals 44: 92 – 99, DOI 10.1578/AM.44.1.2018.92.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/11/09/bijlage-aanvullend-ontwerp-programma-noordzee-2022-2027>.
- Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022. Programma Noordzee 2022 – 2027. www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027.
- Ministerie van LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. Ecol. Modell. 272, 242–251.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. MEPS 496:99-108.
- Nielsen, N.H., J. Teilmann, S. Sveegaard, R.G. Hansen, M-H.S. Sinding, R. Dietz & M.P. Heide-Jørgensen, 2018. Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 597, 259 – 272.
- NMFS – National Marine Fisheries Service, 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55.
- NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.

- Rosen, D.A.S., A.J. Winship & L.A. Hoopes, 2007. Thermal and digestive constraints of foraging behaviour in marine mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 2151-2168.
- Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019a. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee tot 2030, deelrapport A: Methodebeschrijving. In opdracht van het Ministerie van LNV.
- Rijkswaterstaat Zee en Delta, 2019b. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Beschrijving en Beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de routekaart windenergie op zee tot 2030, deelrapport C: Samenvatting. In opdracht van het Ministerie van LNV.
- Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*.
- Sinclair, R.R., C.E. Sparling & J. Harwood, 2020. Review of Demographic Parameters and Sensitivity Analysis to Inform Inputs and Outputs of Population Consequences of Disturbance Assessments for Marine Mammals. *Scottish Marine and Freshwater Science Vol 11 No 14*.
- Southall, B.L., A.E. Bowles, W.T. Ellison, J.J. Finneran, R.L. Gentry, C.R. Greene Jr., D. Kastak, D.R. Ketten, J.H. Miller, P.E. Nachtigall, W.J. Richardson, J.A. Thomas & P.L. Tyack, 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals*, 33(4), 411–521.
- Soldaat, L. & M. Poot, 2020. Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee – Kwaliteitsborging IHM 2019. CBS research paper, projectnummer 190220.
- Southall, B.L., J.J. Finneran, C. Reichmuth, P.E. Nachtigall, D.R. Ketten, A.E. Bowles, W.T. Ellison, D.P. Nowacek and P.L. Tyack, 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals 2019*, 45(2), 125-232.
- Sparling, C.E. & M.A. Fedak, 2004. Metabolic rates of captive grey seals during voluntary diving. *J Exp Biol* 207: 1615-1624.
- Sparling, C.E., J-Y. Georges, S.L. Gallon, M. Fedak & D. Thompson, 2007. How long does a dive last? Foraging decisions by breath-hold divers in a patchy environment: a test of a simple model. *Animal Behaviour* 74: 207-218.
- Sveegaard, S., J. Teilmann, P. Berggren, K.N. Mouritsen, D. Gillespie & J. Tougaard, 2011. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbor porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science* 68: 929–936.
- Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766 – 3773.
- Tougaard, J., A.J. Wright & P.T. Madsen, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90: 196–208.
- Tougaard, J., L. Hermanssen & P.T. Madsen, 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. Am.* 148 (5): 2885-2893.
- Tyack, P.L. & L. Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 29(S1):242-253.
- Verfuss, U.K., R.R. Sinclair & C.E. Sparling, 2019. A review of noise abatement systems for offshore wind farm construction noise, and the potential for their application in Scottish waters. *Scottish Natural Heritage Research Report No. 1070*.
- Vrooman, J, S.C.V. Geelhoed & M. Scheidat, 2022. Current status of tagging harbour porpoises – application tot he Dutch North Sea. Wageningen University & Research report C017/22.
- van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.

Wisniewska, D.M., M. Johnson, J. Teilmann, U. Siebert, A. Galatius, R. Dietz & P.T. Madsen, 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc. R. Soc. B* 285: 20172314.

Whyte, K.F., D.J.F. Russell, C.E. Sparling, B. Binnerts and G.D. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948-3958.

BIJLAGE 1 DE JONG, 2022 – GELUIDSBEREKENINGEN VOOR DE KAVELBESLUITEN VAN IJMUIDEN VER



Memorandum
TNO 2022 M11243

Aan
Pondera Consult

Van
Christ de Jong

Kopie aan
Floor Heinis (HWE)

Onderwerp
Geluidsberekeningen voor de kavelbesluiten van IJmuiden Ver

Defence, Safety & Security

Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag
Postbus 96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Contactpersoon

Dr. ir. CAF de Jong

Doorkiesnummer

+31888668034

Projectnummer

060 51772

1 Inleiding

Ten behoeve van de milieueffectrapportage (MER) en passende beoordeling (PB) voor de vier kavels in het offshore-windgebied IJmuiden Ver heeft TNO berekeningen uitgevoerd van de afstanden waarop het onderwatergeluid bij het heien van de turbinefunda ies effect kan hebben op bruinvissen en zeehonden.

In overleg met Pondera Consult, Witteveen + Bos (W+B) en marien ecooloog Floor Heinis (HWE) is besloten om de akoestische berekeningen voor heiwerkzaamheden op 10 geselecteerde representatieve locaties uit te voeren. Daarbij is er een bandbreedte aan scenario's opgesteld waarvoor de verspreiding van het onderwatergeluid bij het heien voor turbinefunda ies is berekend en vertaald naar het oppervlak rond de heipaal waarbinnen het geluid tot verstoring van bruinvissen en zeehonden kan leiden. Daaruit is afgeleid tot welk aantal dierverstoringsdagen de aanleg van de verschillende kavels in het gebied mogelijk kan leiden. Bij de berekeningen zijn de in de meest recente update van het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC 4.0) vastgelegde procedures en grenswaarden toegepast (Heinis et al, 2022).

2 Aanpak

In deze studie is met behulp van het Aquarius 4 voorspellingsmodel (de Jong et al, 2018) uitgerekend wat het te verwachten onderwatergeluidniveau (ongewogen breedband single strike sound exposure level; SELss) is op 750 m van de heilocatie, en binnen welk oppervlak rond de heilocatie bruinvissen en zeehonden verstoord worden.

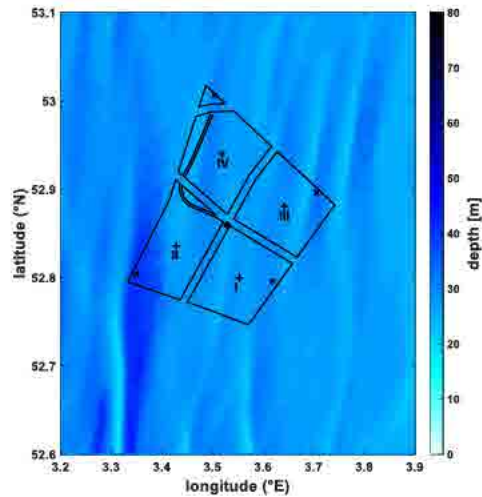
Bij het bepalen van het aantal mogelijk verstoorde dieren is gebruik gemaakt van de nieuwste methode die in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) is beschreven.

3 Heilocaties

Voor de berekeningen zijn per kavel in het zoekgebied IJmuiden Ver twee representatieve heilocaties geselecteerd:

- Het centrum van de kavel (het zwaartepunt van de shapefile)
- Het punt met de grootste waterdiepte

Figuur 1 toont de geselecteerde locaties en Tabel 1 geeft de coördinaten.



Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
2/18

Figuur 1: Contouren van de vier kavels van IJmuiden Ver en de geselecteerde heilocaties: het zwaartepunt (+) en het diepste punt (x) van de vier kavels en het centrum (*) van het hele gebied, zoals geselecteerd voor de KEC 4.0 studie (Heinis et al, 2022). De kleurenschaal geeft de bathymetrie (laagste astronomische getij, bron: EMODnet).

Tabel 1: Coördinaten (WGS84) van de geselecteerde heilocaties IJmuiden Ver.

Kavel	Locatie	Latitude [deg]	Longitude [deg]	Diepte [m]
I	centrum	52.7997	3.5530	27.2
I	diepste	52.7958	3.6188	30.6
II	centrum	52.8358	3.4286	26.1
II	diepste	52.8042	3.3500	41.8
III	centrum	52.8804	3.6417	28.5
III	diepste	52.8958	3.7063	33.4
IV	centrum	52.9399	3.5188	28.1
IV	diepste	53.0063	3.5042	32.2
IJver	KEC	52.8596	3.5290	25.4

4 Heiscenario's

Per kavel worden twee mogelijke alternatieven beschouwd:

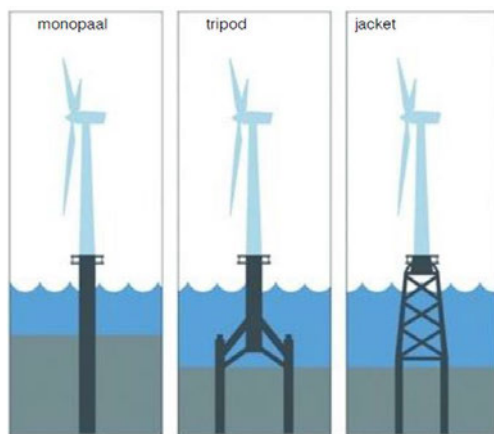
- a Installatie van 67 turbines met een vermogen van 15 MW
- b Installatie van 50 turbines met een vermogen van 20 MW

Het KEC 4.0 gaat uit van installatie van turbines met een vermogen van 15 MW of groter op monopalen met een diameter van 7.5 m. Uit gesprekken met de industrie blijkt dat nu al monopalen voor 15 MW turbines worden toegepast met een diameter van 9 à 10 meter. Voor de 20 MW turbines wordt een monopaal diameter van 15 meter onderschreven als relevant voor de realisatie van offshore wind in 2030. De hei-energie hiervoor betreft een inschatting (extrapolatie) van de huidige kennis. Vanwege bedrijfsgevoelige informatie wordt deze informatie niet gedeeld. In overleg is gekozen voor een maximale hamerklap energie van 7000 kJ. Daarnaast is rekening gehouden met de mogelijke toepassing van tripod of jacket fundaties, zie Figuur 2, die vooral toegepast worden in dieper water. Deze fundaties worden vastgezet met meerdere kleinere palen.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
3/18



Figuur 2: De drie typen turbinefundatie (figuur aangeleverd door W+B).

De heigebiedberekeningen zijn per locatie uitgevoerd voor vier verschillende turbine- en fundatievarianten van fundatie. De toegepaste invoergegevens voor de vier varianten zijn samengevat in Tabel 2.

Tabel 2: Geschatte parameters voor de vier varianten

Turbinevermogen	15 MW	20 MW	20 MW	20 MW
Type fundering	monopaal	monopaal	tripod	jacket
Aantal palen	1	1	3	4
Paaldiameter	9 m	15 m	5	3
Wanddikte	96 mm	156 mm	56 mm	36 mm
Hamerenergie	4000 kJ	7000 kJ	2000 kJ	2000 kJ
Massa ram	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Massa aambeeld	200 ton	350 ton	100 ton	100 ton
Contactstijfheid	20 GPa	20 GPa	20 GPa	20 GPa

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
4/18

Omdat gedetailleerde gegevens in dit stadium niet voorhanden zijn, zijn deze parameters geschat op basis van de geselecteerde paaldiameter en hamerenergie. De wanddikte is geschat met behulp van een ontwerpformule (API, 2003). De massa's van de ram en het aambeeld zijn evenals in KEC 4.0 geschat: de massa van de ram gelijk aan 1 ton/20 kJ hamerenergie en de massa van het aambeeld massa gelijk aan die van de ram. De schatting van de stijfheid van het contact tussen ram en aambeeld is in eerdere studies empirisch vastgesteld.

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de onderwater-geluiduitstraling van de heipaal op basis van de eigenschappen van hamer, aambeeld en paal, gebruik makend van een ééndimensionaal (axisymmetrisch) model van de heipaal in combinatie met het hamermodel van Deeks & Randolph (1993). De toegepaste benadering is geldig bij lage frequenties, waarbij de omtrek van de paal kleiner is dan de golflengte van compressiegolven in de paalwand. Aquarius 4 is gevalideerd voor het heien van een monopaal met 7 m diameter in het Gemini windpark (de Jong et al, 2018). De onzekerheid in de SELss berekeningen voor grotere paaldiameters kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden, zie §12.

5 Aquarius 4 propagatieberekening

Het TNO-rekenmodel Aquarius 4 (de Jong et al, 2018) berekent de ruimtelijke verspreiding van het onderwatergeluid onder invloed van gegevens van de omgeving (bathymetrie en geologie). In de Aquarius modellen wordt het sediment gemodelleerd als een equivalente uniforme vloeistof (zonder afschuifstijfheid of gelaagdheid). In het Wozep onderzoek is aangetoond dat deze aanname laagfrequent leidt tot een goede match met metingen van het onderwatergeluid bij het heien voor het Gemini windpark, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment (de Jong et al, 2018).

De berekeningen zijn uitgevoerd op de centerfrequenties van de tertsbanden vanaf 16 Hz tot en met 20 kHz. Het resultaat van de geluidberekeningen is de maximum waarde van het ongewogen breedband SELss over de waterdiepte.

Tabel 3 geeft een overzicht van de in de berekeningen toegepaste waarden van de omgevingsparameters. De bathymetrie (ten opzichte van het laagste astronomische getij) is verkregen uit het EMODnet dataportaal. De overige

gegevens zijn gebaseerd op standaardwaarden uit (Ainslie, 2010, tabel 4.18), aangepast voor frequenties onder 250 Hz naar aanleiding van een eerdere validatie van de berekeningsresultaten van het Aquarius 4 model met meetgegevens van het heien voor een turbinefundatie voor het Gemini offshore windpark (de Jong et al, 2018).

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
5/18

Wind boven zee en golven verstoren het wateroppervlak, waardoor geluid verstrooid en geabsorbeerd wordt, vooral bij hogere frequenties. In de huidige berekeningen gaan we uit van het worst-case scenario waarbij het effect van wind en golven verwaarloosd wordt.

Tabel 3: Omgevingsparameters voor de geluidpropagatieberekeningen

Waterdiepte	EMODnet bathymetrie, 1/8 minuut resolutie, http://www.emodnet-bathymetry.eu/ , zie Figuur 1.
Bodemtype	'medium sand' (Ainslie, 2010; Tabel 4.18; $\phi = 1.5$)
Bodem geluidsnelheid	1797 m/s
Bodem dichtheid	2136 kg/m ³
Bodem absorptie (de Jong et al, 2018)	0,88 dB/golflengte voor $f \geq 250$ Hz $\left(\frac{f}{250 \text{ Hz}}\right)^{1,8} \times 0,88$ dB/golflengte voor $f < 250$ Hz
Zeewater geluidsnelheid	1500 m/s
Zeewater dichtheid	1000 kg/m ³
Windsnelheid (10 m hoogte)	0 m/s

6 Geluidnorm

Op basis van het advies uit KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) gaan we uit van toepassing van een geluidnorm SELss(750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor het windenergiegebied IJmuiden Ver. Het is aan de bouwers om te bepalen hoe aan deze norm voldaan wordt. Daarom is bij de modellering niet uitgegaan van een specifiek oplossing, maar is de berekende geluidverspreiding (SELss) voor ongemittigeerd heien met een constante waarde verminderd zodat op 750 m van de paal juist aan de geluidnorm voldaan wordt. Daartoe is eerst de SELss bepaald op 36 equidistante punten op een cirkel met 750 m straal rond de heilocatie, door lineaire interpolatie in het rekengrid. Het verschil tussen de maximale SELss op deze cirkel en de geluidnorm (160 dB) is vervolgens op alle gridlocaties van de berekende SELss afgetrokken. Daarbij is zodoende geen rekening gehouden met het effect van de frequentieafhankelijkheid van zowel de toegepaste maatregel om aan de geluidnorm te voldoen als van de propagatie. De onzekerheid in de SELss berekeningen ten gevolge van deze benadering kan zonder verder onderzoek (buiten de scope van deze studie) niet gekwantificeerd worden.

7 Resultaten berekeningen onderwatergeluid

Aquarius 4 berekeningen zijn uitgevoerd voor de vier fundatievarianten op de 9 geselecteerde heilocaties (zie §3). Figuur 3 toont als voorbeeld een uitsnede van de berekende kaart van het ongewogen breedband SELss (maximum over de waterdiepte) voor het gemitigeerd heien van de fundatie van een 15 MW turbine op de centrale locatie in het IJmuiden Ver gebied, die ook voor het KEC 4.0 geselecteerd is (scenario 33 in Tabel 4).

Datum

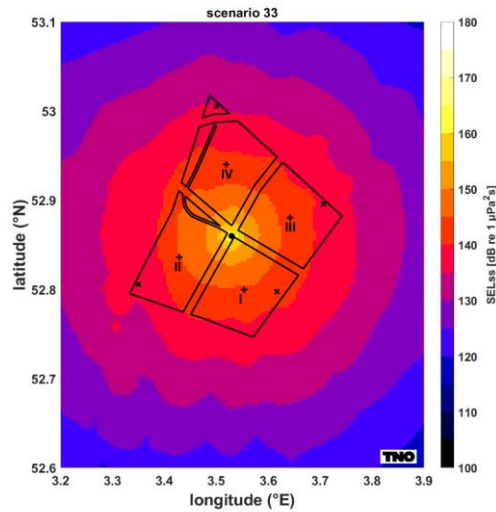
28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

6/18



Figuur 3: Berekende verspreiding van de SELss rond de centrale locatie bij het heien van de monopaal fundatie voor een 15 MW turbine (scenario 33).

Tabel 4 geeft een overzicht van de berekende maximum ongewogen breedband SELss-waarden op 750 m van de heilocatie voor ongemitigeerd heien. Waarden variëren van 172 tot 188 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het gemiddelde is 181 dB, met een standaard deviatie van 6 dB. Dat betekent dat een geluidreducie van 12 tot 28 dB vereist is om binnen de norm van 160 dB te blijven. Een recent overzicht (Bellmann et al, 2020) geeft aan dat met de huidige beschikbare mitigatiemaatregelen een maximale reductie van 22-23 dB gerealiseerd is. Dat rapport geeft ook aan dat het heien van de kleinere palen voor jacket-fundaties in de praktijk niet tot lagere geluidniveaus lijkt te leiden dan het heien van monopalen, mogelijk vanwege aanstoting van trillingen in de jacket-structuur. Deze structuur is niet gemodelleerd in Aquarius 4. Bovendien kunnen mitigatiemaatregelen nabij de paal (zoals van IHC¹ en AdBm²), niet zonder meer toegepast worden bij het heien van jacket- en tripod-palen.

¹ <https://iqip.com/products/pile-driving-equipment/integrated-monopile-installer/>

² <https://adbmtech.com/>

Tabel 4: Ongewogen breedband SELs op 750 m van de heilocatie ten gevolge van ongemittigeerd heien voor de 36 rekenscenarios (4 fundatievarianten en 9 locaties).

nr	kavel	locatie	fundatie	Hamerenergie [kJ]	SELs(750m) [dB re 1 μ Pa s]
1	I	centroid	monopile	4000	185
2	I	centroid	monopile	7000	186
3	I	centroid	tripod	2000	180
4	I	centroid	jacket	2000	172
5	I	diepste	monopile	4000	186
6	I	diepste	monopile	7000	187
7	I	diepste	tripod	2000	181
8	I	diepste	jacket	2000	173
9	II	centroid	monopile	4000	185
10	II	centroid	monopile	7000	186
11	II	centroid	tripod	2000	180
12	II	centroid	jacket	2000	172
13	II	diepste	monopile	4000	186
14	II	diepste	monopile	7000	188
15	II	diepste	tripod	2000	182
16	II	diepste	jacket	2000	174
17	III	centroid	monopile	4000	185
18	III	centroid	monopile	7000	187
19	III	centroid	tripod	2000	181
20	III	centroid	jacket	2000	173
21	III	diepste	monopile	4000	186
22	III	diepste	monopile	7000	187
23	III	diepste	tripod	2000	181
24	III	diepste	jacket	2000	174
25	IV	centroid	monopile	4000	185
26	IV	centroid	monopile	7000	186
27	IV	centroid	tripod	2000	180
28	IV	centroid	jacket	2000	173
29	IV	diepste	monopile	4000	186
30	IV	diepste	monopile	7000	187
31	IV	diepste	tripod	2000	181
32	IV	diepste	jacket	2000	173
33	IJver	KEC	monopile	4000	185
34	IJver	KEC	monopile	7000	186
35	IJver	KEC	tripod	2000	180
36	IJver	KEC	jacket	2000	172

Datum
28 juni 2022

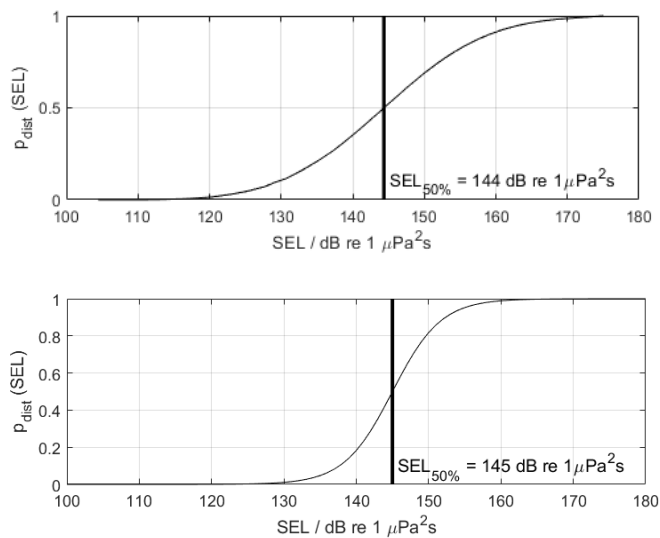
Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
7/18

8 Dosis-effect relatie

De verstoring van dieren door geluid varieert per individu en is afhankelijk van de context waarin de dieren aan het geluid worden blootgesteld. Tyack & Thomas (2019) benadrukken het belang van het toepassen van dosis-respons relaties bij het schatten van het aantal dieren dat mogelijk beïnvloed wordt, en geven aan dat het toepassen van een discrete drempelwaarde tot een foute inschatting kan leiden. Daarom is in het KEC 4.0 (Heinis et al, 2022) besloten om gebruik te maken van dosis-respons relaties in plaats van de in KEC1.0-3.0 (Heinis et al, 2019) toegepaste discrete drempelwaarden voor verstoring.

Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al. 2019, Brandt et al. 2018, Graham et al. 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russel et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 4 weergegeven.



Figuur 4 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is. De verticale lijn en de in de figuren weergegeven SEL_{50%}-waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al (2022).

Voor verdere details over de toegepaste dosis-effect relaties voor bruinvissen en zeehonden verwijzen we naar het KEC 4.0 rapport (Heinis et al, 2022).

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

8/18

9 Oppervlak waarover dieren verstoord worden door geluid

Uit de geluidverspreiding is per locatie op de kaart de kans op verstoring van bruinvissen en zeehonden berekend door het toepassen van de dosis-effectrelaties (Figuur 4). Het effectieve verstoringsoppervlak is vervolgens berekend door per punt op de kaart de berekende kans te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de geluidkaart. De resulterende oppervlakken zijn opgenomen in Tabel 5.

10 Aantal verstoorde dieren per dag waarop geheid wordt

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans op verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de gridcel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten) en dit vervolgens te sommeren over alle punten van de kaart.

Voor **bruinvissen** is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. Figuur 5 toont de dichtheid in het gebied rond IJmuiden Ver.

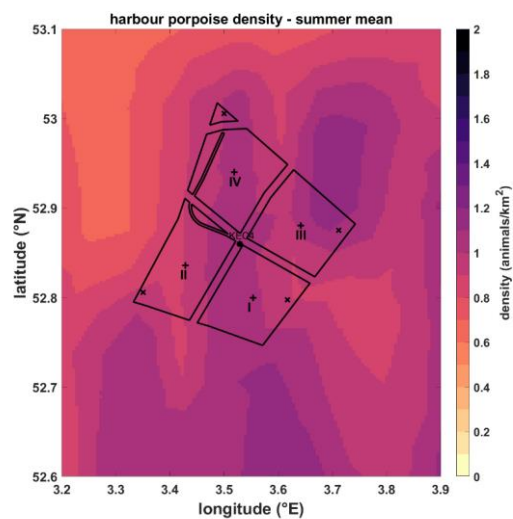
Voor **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 5 toont de jaargemiddelde dichtheid voor beide zeehond-soorten in het gebied rond IJmuiden Ver.

De berekende verstoringsoppervlakken en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 scenario's zijn opgenomen in Tabel 5.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
9/18



Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

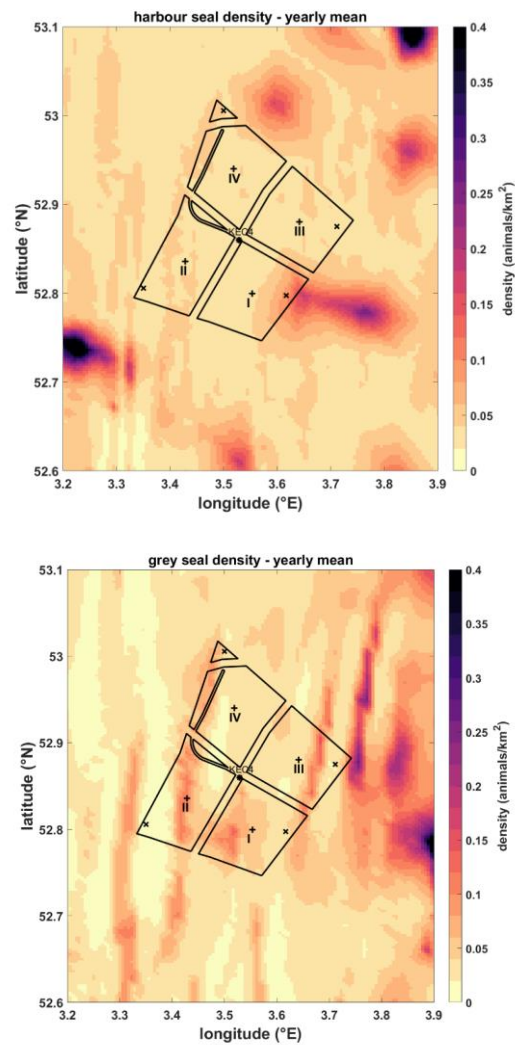
Blad
10/18

Figuur 5: lokale bruinvisdichtheid in het IJver gebied, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
11/18



Figuur 6: jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (boven) en grijze zeehonden (onder) in het IJver gebied, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.

Tabel 5: Berekend verstoringsoppervlak en aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 heiscenario's (Tabel 4). Voor de zeehonden is het aantal verstoorde dieren per kalendermaand berekend, in deze tabel samengevat in minimum, gemiddelde en maximum waarden.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
12/18

nr	verstoringsoppervlak (km ²)		aantal verstoorde dieren per heidag						
	bruinvis	zeehond	bruinvis	gewone zeehond			grijze zeehond		
				min	gem	max	min	gem	max
1	611	235	599	4	11	35	8	11	17
2	575	209	563	4	10	31	8	10	15
3	547	193	537	3	9	28	7	9	14
4	542	193	532	3	9	28	7	9	14
5	568	224	566	5	13	38	9	11	17
6	523	194	522	4	11	34	8	10	14
7	490	177	488	4	11	32	7	9	13
8	486	177	485	4	11	32	7	9	13
9	694	263	638	3	11	36	8	11	17
10	655	234	602	3	10	32	7	10	16
11	627	217	577	2	9	29	7	9	15
12	622	217	572	2	9	29	7	9	15
13	643	251	587	3	11	39	7	9	15
14	552	205	504	2	9	31	5	8	12
15	506	186	462	2	8	27	5	7	11
16	515	192	470	2	8	28	5	7	12
17	586	234	581	5	11	30	10	13	19
18	547	206	543	4	9	26	9	11	17
19	518	190	514	4	8	24	8	10	15
20	514	190	509	4	8	24	8	10	15
21	538	214	547	5	10	27	12	16	23
22	485	180	493	4	8	22	10	13	20
23	447	161	455	4	7	19	9	12	18
24	447	164	455	4	8	20	9	12	18
25	606	234	556	3	10	31	7	9	13
26	569	208	524	3	9	28	6	8	12
27	541	193	498	3	8	25	6	7	11
28	536	192	493	3	8	25	6	7	11
29	567	218	497	3	10	31	7	8	11
30	513	185	451	3	8	27	6	7	10
31	475	167	419	3	8	24	5	6	9
32	475	169	418	3	8	24	5	6	9
33	626	240	596	3	10	31	8	10	16
34	598	217	569	3	9	28	7	9	14
35	576	203	549	3	8	26	7	9	13
36	570	202	543	3	8	26	7	9	13

11 Dierverstoringsdagen

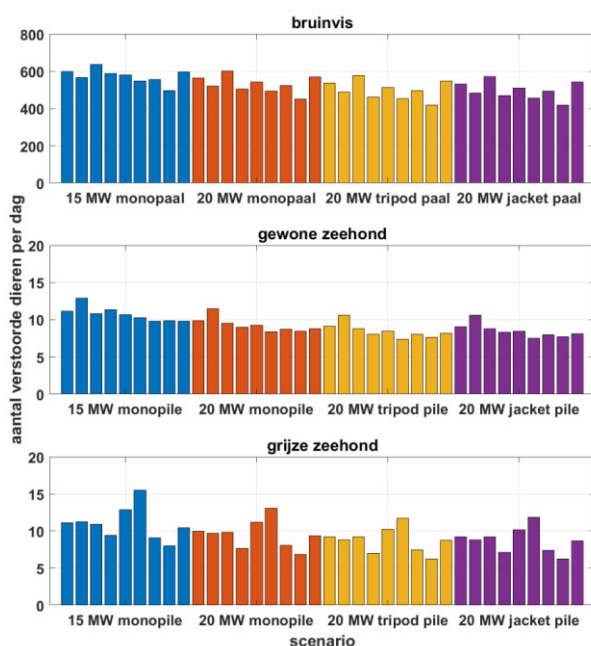
Het totale aantal dierverstoringsdagen per scenario is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag (Tabel 5) te vermenigvuldigen met het aantal heidagen (Tabel 2). Daarbij is aangenomen dat alle fundatietypen binnen één dag geheid worden.

De resultaten zijn opgenomen in Tabel 6. Figuur 7 geeft een overzicht van de berekende aantal verstoorde dieren per heidag voor de 36 scenario's. Vanwege het toepassen van dezelfde geluidnorm ($SEL_{ss}(750m)=160$ dB re $1 \mu Pa^2s$) voor alle scenario's zijn de verschillen relatief klein.

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
13/18



Figuur 7: Overzicht van het berekende aantal dierverstoringsdagen voor de 9 locaties per heiscenario

Tabel 6: Berekend aantal dierverstoringsdagen bij de aanleg van één kavel voor de 36 heiscenari's (Tabel 4). Voor de zeehonden is uitgegaan van het gemiddelde aantal verstoorde dieren per kalendermaand (Tabel 5).

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
14/18

nr	kavel	locatie	fundatie	aantal heidagen	aantal dierverstoringsdagen		
					bruinvis	gewone zeehond	grijze zeehond
1	I	centroid	monopile	67	40140	746	747
2	I	centroid	monopile	50	28175	493	498
3	I	centroid	tripod	50	26840	455	462
4	I	centroid	jacket	50	26594	454	461
5	I	diepste	monopile	67	37954	866	754
6	I	diepste	monopile	50	26097	573	485
7	I	diepste	tripod	50	24413	530	440
8	I	diepste	jacket	50	24242	531	440
9	II	centroid	monopile	67	42750	725	732
10	II	centroid	monopile	50	30113	476	492
11	II	centroid	tripod	50	28834	439	460
12	II	centroid	jacket	50	28602	438	460
13	II	diepste	monopile	67	39343	760	630
14	II	diepste	monopile	50	25221	449	383
15	II	diepste	tripod	50	23101	403	348
16	II	diepste	jacket	50	23487	415	358
17	III	centroid	monopile	67	38909	716	860
18	III	centroid	monopile	50	27133	464	560
19	III	centroid	tripod	50	25706	423	511
20	III	centroid	jacket	50	25467	422	509
21	III	diepste	monopile	67	36650	687	1040
22	III	diepste	monopile	50	24652	420	653
23	III	diepste	tripod	50	22744	370	585
24	III	diepste	jacket	50	22769	375	591
25	IV	centroid	monopile	67	37275	657	610
26	IV	centroid	monopile	50	26193	435	405
27	IV	centroid	tripod	50	24911	401	373
28	IV	centroid	jacket	50	24664	399	371
29	IV	diepste	monopile	67	33330	661	539
30	IV	diepste	monopile	50	22554	422	343
31	IV	diepste	tripod	50	20946	383	311
32	IV	diepste	jacket	50	20913	386	314
33	IJver	KEC	monopile	67	39920	656	697
34	IJver	KEC	monopile	50	28467	439	468
35	IJver	KEC	tripod	50	27460	408	436
36	IJver	KEC	jacket	50	27141	405	433

Vanwege de diverse onzekerheden in de modellering (zie §12) zijn de rekenresultaten niet exact. Ze geven een beeld van de orde van grootte en bandbreedte van de mogelijke verstoring van bruinvissen en zeehonden ten gevolge van het heien voor de turbinefundaties. Het gemiddelde en de standaarddeviatie van de verstoringsparameters over de diverse heilocaties in het gebied zijn voor de vier heivarianten (Tabel 2: Geschatte parameters voor de vier varianten) samengevat in Tabel 7.

Tabel 7: gemiddelde (\pm standaarddeviatie, afgerond) van het berekende verstoringsoppervlak, aantal verstoorde dieren per heidag en aantal dierverstoringsdagen per kavel, voor het heien van turbinefundaties in het IJmuiden Ver gebied. (HP: bruinvis; HS: gewone zeehond; GS: grijze zeehond).

Turbinevermogen [MW]		15	20	20	20
Type fundering		mono-paal	mono-paal	tripod	jacket
Aantal heidagen		67	50	50	50
Verstoringsoppervlak [km ²]	HP	600 \pm 50	560 \pm 50	530 \pm 50	520 \pm 30
	HS/ GS	240 \pm 20	200 \pm 20	190 \pm 20	190 \pm 20
verstoorde dieren per dag	HP	580 \pm 40	530 \pm 50	500 \pm 50	500 \pm 50
	HS	11 \pm 1	9 \pm 1	8 \pm 1	9 \pm 1
	GS	11 \pm 2	10 \pm 2	9 \pm 2	9 \pm 2
dierverstoringsdagen per kavel	HP	38.500 \pm 2.600	26.500 \pm 2.300	25.000 \pm 2.500	24.900 \pm 2.400
	HS	720 \pm 70	460 \pm 50	420 \pm 50	430 \pm 50
	GS	730 \pm 150	480 \pm 90	440 \pm 80	440 \pm 80

Dit overzicht laat zien dat de verschillen tussen de vier gemitigeerde heivarianten relatief klein zijn. Voor het aantal dierverstoringsdagen is vooral het aantal heidagen van belang.

12 Discussie modelonzekerheden

TNO heeft in de afgelopen jaren een suite van Aquarius rekenmodellen ontwikkeld waarmee de onderwatergeluidverspreiding rond een heipaal berekend kan worden. De keuze van een modelversie uit die suite hangt af van de beschikbare informatie en de complexiteit van de berekening. De onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie aan de hand van meetgegevens voor het heien van funderingspalen voor offshore windturbines op het Nederlands Continentaal Plat (PAWP, Luchterduinen, Gemini; zie Binnerts et al. 2016) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

15/18

kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden. In een eerdere studie bleek de ongewogen breedband SELs uit de (worst-case) Aquarius berekening ongeveer 3 dB af te wijken van de maximaal gemeten waarde.

Voor het bepalen van het verstoringsoppervlak is in deze studie uitgegaan van de dosis-effect relaties zoals in het KEC 4.0 gehanteerd. Metingen van verstoring van bruinvissen bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018) suggereren dat deze berekening mogelijk leidt tot overschatting van aantal verstoorde bruinvissen ten opzichte van de daadwerkelijk gemeten verstoring bij het Gemini park (Geelhoed et al. 2018). Mogelijke verklaringen voor deze discrepanties kunnen zitten in de hypothese dat ook de frequentie-inhoud een rol kan spelen in de verstorende werking van het geluid (Tougaard et al. 2015).

Ook de berekening van het mogelijke aantal verstoorde dieren per heidag is onzeker, vanwege diverse leemten in kennis over de aanwezigheid en het gedrag van bruinvissen en zeehonden, zie Heinis et al (2022).

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

16/18

13 Referenties

- Aarts et al, 2018. Behavioural response of grey seals to pile-driving. Wageningen University & Research report C006/18
- Aarts, G., 2021, memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- Ainslie, 2010. Principles of Sonar Performance Modeling, Springer-Praxis
- API, 2003. Recommended Practice for Planning, Designing and Constructing Fixed Offshore Platforms—Working Stress Design. American Petroleum Institute, 2003
- Bellmann M. A., Brinkmann J., May A., Wendt T., Gerlach S. & Remmers P., 2020 Underwater noise during the impulse pile-driving procedure: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Supported by the *Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU))*, FKZ UM16 881500. Commissioned and managed by the *Federal Maritime and Hydrographic Agency (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH))*, Order No. 10036866. Edited by the *itap GmbH*.
- Binnerts et al, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound, report TNO 2016 R11338
- Brandt et al, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232
- Deeks & Randolph, 1993. Analytical modelling of hammer impact for pile driving, *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, Vol.17: 279-302
- de Jong et al, 2018. Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions, report TNO 2018 R11671. (https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/160801/update_aquarius_models_pile_driving_sound_predictions_tno_2019.pdf)
- Geelhoed et al, 2019. Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17
- Gilles et al, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles et al, 2020 Update of distribution maps of harbor porpoises in the North Sea. University of Veterinary Medicine Hannover, Foundation. Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW) report to RWS.
- Graham et al, 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open Sci.* 6: 190335.
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01
- Heinis et al, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie – 2018 Cumulatieve effecten van aanleg van windparken op zee op bruinvissen. (https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157579/kec_update_2018_effecten_impulsief_geluid_op_bruinvissen_20190124def.pdf)
- Heinis et al, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – zeezoogdieren. rapport TNO 2021 R12503
- Russell et al, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*

Datum

28 juni 2022

Onze referentie

DHW-2022-AS-100345171

Blad

17/18

- Tougaard et al, 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises, *Marine Pollution Bulletin* 90, 196–208
- Tyack & Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 29(S1):242–253
- Whyte et al, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948–3958

Datum
28 juni 2022

Onze referentie
DHW-2022-AS-100345171

Blad
18/18

BIJLAGE 2 EFFECTEN VAN IMPULSIEF GELUID OP HET GEHOOR (PTS) – NAAR HEINIS & DE JONG ET AL. (2022)

Uitgangspunten

In het KEC 1.0 is uitgewerkt hoe berekend kan worden of dieren kans lopen op een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS). Een dergelijk effect op het gehoor zou op kunnen treden wanneer dieren blootstaan aan het geluid van meerdere heiklappen.

Bij het berekenen van de totale geluidsdosis (cumulatieve SEL) wordt rekening gehouden met het mijdingsgedrag van het dier, waarbij de waargenomen SELs afneemt met toenemende afstand van de heilocatie. Het toegepaste zwemsценario is herzien en aangepast in KEC 4.0:

- In KEC 1.0 werd uitgegaan van de veronderstelling dat dieren tijdens de eerste twee waargenomen heiklappen met hoge snelheid naar het wateroppervlak zwemmen, waar de geluidsniveaus lager zijn. Deze veronderstelling was niet door waarnemingen onderbouwd. Inmiddels is in zenderonderzoek waargenomen dat een bruinvis bij verstoring door het naderen van een schip juist naar de bodem duikt (Wisniewska et al., 2018). Bij gebrek aan beter informatie over het verstoringsgedrag is besloten om als worst case benadering aan te nemen dat dieren zich tijdens het zwemmen steeds ophouden op de diepte waarbij de SELs het hoogste is.
- Bij aanvang van de heiwerkzaamheden bevinden de dieren zich op een afstand R_n van de heilocatie.
- Wanneer het blootstellingsniveau (SELs) op die locatie de drempelwaarde voor mijdingsgedrag overschrijdt, zwemt het dier tijdens het heien in een rechte lijn weg van de heilocatie.
- Voor de bruinvis is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, op basis van Kastelein et al. (2018).
- Voor zeehonden is uitgegaan van een zwemsnelheid van 2 m/s, zoals aangenomen als maximumsnelheid in AgentSeal (Chudzinska et al., 2021), en waargenomen door WMR in het Borndiep (Brasseur & Aarts 2019).
- Dieren stoppen met zwemmen zodra de afstand t.o.v. de heilocatie is bereikt waarop de SELs als gevolg van 1 heiklap lager of gelijk is aan de drempelwaarde waarop mijding optreedt.

Om te bepalen of een dier de kans loopt om PTS op te lopen wordt de cumulatieve blootstellingsdosis (SEL_{CUM}) berekend over de periode van het heien van een funderingspaal. Daarbij wordt rekening gehouden met het heiscenario (de variatie van de hamerklapenergie gedurende het heien) en met het zwemsценario, afhankelijk van de afstand van de heilocatie waar het dier zich bij aanvang van het heien bevindt. In navolging van de technische handleiding voor het bepalen van effecten op het gehoor van zeezoogdieren van de US National Marine Fisheries Service (NMFS, 2016) en de wetenschappelijke publicatie van Southall et al. (2019) wordt de voor de gehoorgevoeligheid van het dier gewogen SEL_{CUM} berekend en vergeleken met een frequentiegewogen drempelwaarde voor de cumulatieve geluidblootstelling die leidt tot PTS.

Worst case scenario voor berekeningen

De consequenties van de geüpdatete uitgangspunten voor de berekening van de kans op PTS zijn onderzocht door middel van een voorbeeldberekening voor een *worst case* scenario. Daarbij is gekeken naar het zoekgebied met de grootste waterdiepte (Zoekgebied 5, waterdiepte 39 m,

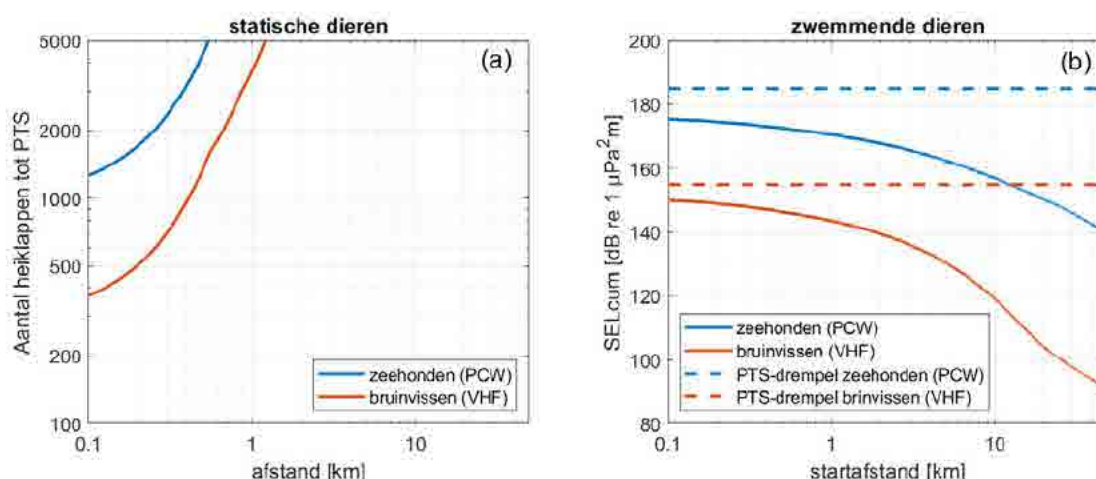
dieren wegzwemmend in Noordelijke richting), omdat daar het propagatieverlies van het heigeluid het laagste is. Verder is in deze *worst case* berekening geen rekening gehouden met een eventuele 'slow start', waarbij de hamerklapenergie en hamerfrequentie langzaam wordt opgevoerd naar de maximumwaarde. Bijlagetabel 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste invoergegevens voor deze berekening.

Bijlagetabel 2.1 Gegevens voor het *worst case* scenario voor de berekening van de kans op PTS.

Parameter	waarde
Zoekgebied	5
Locatie (lat, lon, WGS84)	54,2506 N; 5,556 E
Waterdiepte	39 m
Geluidnorm: ongewogen breedband SEL _{ss} (750m)	168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Heiscenario	35 klappen / minuut, max. 5000 gelijke heiklappen
Verstoringsafstand bruinvissen	29,7 km
Verstoringsafstand zeehonden	10,6 km
Zwemsnelheid bruinvissen	2 m/s
Zwemsnelheid zeehonden	2 m/s

Resultaat *worst case* berekeningen

Bijlagefiguur 2.1 toont de berekende blootstellingsdosis als functie van de afstand van de dieren tot de heilocatie bij aanvang van het heien. Bijlagefiguur 2.1a laat zien dat dieren de kans lopen op een gehoorbeschadiging (PTS) wanneer ze zich op relatief korte afstand van de heilocatie bevinden (550 m of minder voor zeehonden en 1,2 km voor bruinvissen) en niet wegzwemmen gedurende de blootstelling aan het geluid van een serie heiklappen (meer dan 350 voor bruinvissen en meer dan 1250 voor zeehonden). Vanwege de werkzaamheden op de heilocatie voorafgaand aan het heien is het onwaarschijnlijk dat dieren zich zo dicht bij de heilocatie ophouden. In combinatie met de *worst case* aannamen dat er geen slow start is en dat de dieren geen mijdingsgedrag vertonen, is de kans dat een bruinvis of zeehond PTS oploopt dus al klein. Bijlagefiguur 2.1b laat zien dat de kans op PTS helemaal verdwijnt wanneer wordt aangenomen dat de dieren van het heigeluid wegzwemmen (mijdingsgedrag). In dat geval overschrijdt de cumulatieve blootstellingsdosis nergens de PTS-drempelwaarden voor bruinvissen en zeehonden.



Bijlagefiguur 2.1 (a) Aantal heiklappen waarna de cumulatieve geluidblootstellingsdosis (SEL_{cum} , vhf-gewogen voor bruinvissen en pcw-gewogen voor zeehonden) bij statische dieren de PTS-drempelwaarde overschrijdt en (b) cumulatieve blootstellingsdosis voor zwemmende dieren, vergeleken met de PTS-drempelwaarden. Beide voor het hier beschouwde *worst case* scenario (zie Bijlagetabel 2.1).

Conclusie

Uit de *worst case* berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm $SEL_{SS}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

BIJLAGE 3 MODELLERING GEOFYSISCH SURVEYS

Beschrijving scenario's

Geofysische surveys worden over tijdsspanne van een aantal (1-5) jaren voorafgaand aan de aanleg van een windpark uitgevoerd om bodemgesteldheid in verschillende lagen in kaart te brengen en eventuele aanwezigheid van oude munitie te identificeren. Deze surveys beslaan zowel het gebied waar voor turbinefunderingen en platforms wordt geheid, als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd.

Bij de berekeningen is als scenario voor de geofysische survey aangenomen dat dit uit 4 deelscenario's bestaat:

- 1 Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark;
- 2 Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels;
- 3 Globale survey van het kabeltracé;
- 4 Gedetailleerde survey van het kabeltracé.

Ad 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark:

- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 km² per dag en gaat 24 uur continu door (afgezien van slecht weer en de maandelijkse wisseling van de bemanning, die in deze studie is genegeerd). Het aantal dagen per park = oppervlak geofysische survey gedeeld door 10 (km²).
- Aangenomen is dat deze in het 5 jaar voor aanleg van het windpark (aanleg van de windturbines) wordt uitgevoerd.
- Er wordt gewerkt met een multibeam, een sidescan sonar, een magnetometer, een sub-bottom profiler en een multi-channel sparker, afhankelijk van de verschillende doelen. Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als *worst case* scenario, leidend tot een effectafstand van 3 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten').
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringafstand (sarker) van ~3 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~84 km² verstoringsoppervlak per dag.

Ad 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en 'in field' kabels:

- Typisch uitgevoerd 1 à 2 jaar voorafgaand aan aanleg park (conform Gemini). Hier is uitgegaan van 1 jaar voor de aanleg.
- Rest zelfde aannames als bij de Globale surveys (1).

Ad 3) Globale survey van het kabeltracé:

- Het betreft een survey van het tracé van windenergiezoekgebied naar land. Daarbij zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt, en daarmee van de lengte van de het tracé, die (waarschijnlijk) niet zullen overeenkomen met wat in werkelijkheid is/wordt gerealiseerd. Daarnaast wordt ook een survey van de locatie van het platform / de platforms voorzien, vooral m.b.t. obstakels (Side Scan Sonar, Bathymetrie) en magnetische contacten (i.v.m. 'unexploded ordnance', ook wel UXO's).
- Het totale gesurveyde oppervlak wordt geschat door het aantal km kabel maal een strookbreedte. Deze breedte is afhankelijk van het aantal kabels en afstand tot het park (geschatte waarden in Bijlagetabel 3.3).
- Typisch uitgevoerd 2 jaar voor aanleg van het windpark.
- Tijdens deze survey wordt gebruik gemaakt van een Magnetometer, Sidescan Sonar, Sub-bottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood. Een multi channel sparker is mogelijk niet nodig als de sub-bottom profiler voldoende informatie op kan leveren tot de begraafdiepte van de kabels (1-2 meter) vermeerderd met de hoogte van de zandgolven

(locatie specifiek) en wordt hier niet meegenomen, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier is voor de sub-bottom profiler een typische effectafstand van 1 km gehanteerd (zie Bijlagetabel 3.5).

- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er wordt van uitgegaan dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km (zie hierna 'Schatting effectafstanden geofysische instrumenten'). Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsoppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

Ad 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé:

- Het tracé van windzoekgebied naar land, wordt geschat door het aantal km tracé maal een strook rond de kabel (ca. 100 meter rond de kabel). Er zijn aannames gedaan over de positie van het platform en het aanlandingspunt en daarmee van de lengte van het kabeltracé (zie hiervoor).
- Vindt plaats 1 jaar voor de aanleg van het windpark.
- Tijdens de survey wordt gebruikt gemaakt van de volgende systemen: Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom profiler, Singlebeam en Multibeam Echolood, omdat geen zeer diepe bodempenetratie nodig is. Hier hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profiler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3.5). Over het grootste gebied is een beperkte penetratie nodig, alleen tussen de kust en die 3 km lijn is wel een diepere penetratie nodig – orde 10 meter.
- Er zijn geen locatie-specifieke akoestische berekeningen uitgevoerd; er is van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Hierbij wordt de eventuele bijdrage van de inzet van sparkers tijdens de laatste 3 km en de kust en rond de locatie van de platforms verwaarloosd. Voor een rechthoekig scangebied komt het neer op ~36 km² verstoringsoppervlak per dag.

De bovenstaande scenario's leiden tot de volgende schema's per park (Bijlagetabel 3.1) en per platform/kabeltracé (Bijlagetabel 3.2).

Bijlagetabel 3.1 Schema geofysische survey per park.

Wanneer	Activiteit	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)
5 jaar voor aanleg	Globale survey gebied windmolenpark en platforms	84
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines en platforms	84

Bijlagetabel 3.2 Schema geofysische survey per kabeltracé.

Wanneer	Activiteit	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)
2 jaar voor aanleg	Globale survey van het kabeltracé	36
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van het kabeltracé	36

Aangenomen is dat het aantal dierverstoringsdagen voor de globale en gedetailleerde surveys gelijk is. Schattingen voor de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC).

De bij de schatting van het aantal bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van de surveys gehanteerde waarden staan aangegeven in onderstaande Bijlagetabellen 3.3 en 3.4.

Met de hiervoor weergegeven uitgangspunten wordt het totale aantal geschatte bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys voor de Nederlandse zoekgebieden voor wind op zee geschat op 61.622 (uit tabellen G.3 en G.4). Dat komt overeen met ongeveer 3% van het geschatte totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken (ongeveer 2,7 miljoen).

Bijlagetabel 3.3 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van de zoekgebieden, berekend uit de in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys.

Zoekgebied	Oppervlak	Aantal dagen survey	Verstoringsoppervlak per dag (km ²)	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	Bruinvisverstorings-dagen
Borssele 3	61	6	84	0,71	365
Borssele 4 - Blauwwind	61	6	84	0,71	362
Borssele 1	56	6	84	0,80	375
Borssele 2	56	6	84	0,73	344
Borssele Site V -Two towers	1	0,1	84	0,75	4
Hollandse Kust Zuid Holland I	52	5	84	1,12	488
Hollandse Kust Zuid Holland II	52	5	84	1,07	469
Hollandse Kust Noord (Tender 2019)	94	9	84	1,42	1121
Hollandse Kust Zuid Holland III	54	5	84	1,04	471
Hollandse Kust Zuid Holland IV	54	5	84	1,08	491
Hollandse Kust West - (Tender 2020/2021)	140	14	84	1,09	1.284
Ten noorden van de Waddeneilanden - (Tender 2022)	70	7	84	0,80	472
IJmuiden Ver	400	40	84	0,95	3.184
Hollandse Kust West zuidelijke punt	70	7	84	1,07	631
IJmuiden Ver Noord	200	20	84	0,97	1.627
Zoekgebied 2 Zuid	400	40	84	1,02	3.435
Zoekgebied 5 Oost origineel	400	40	84	0,77	2.595
Zoekgebied 1 Zuid	200	20	84	0,80	1.337
Zoekgebied 2 Noord	400	40	84	1,07	3.610
				totaal	22.664

Bijlagetabel 3.4 Geschatte waarde voor de bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van een geofysische survey van het kabeltracé voor de zoekgebieden, berekend uit de geschatte afstanden van de transformator platforms tot het land, en bijbehorende in de tabel aangegeven aangenomen parameters voor deze surveys. Er is van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen¹².

Transformator-platform	Lengte tracé naar land (km) (inschatting)	Breedte tracé (km) - inschatting	Oppervlak tracé (km ²)	aantal km ² survey per dag	Aantal dagen survey	Verstorings-oppervlak per dag (/km ²)	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	Bruinvisverstorings-dagen
Borssele 1&2	61	1.2	73	10	7	36	0,71	187
Borssele 3&4	68	1.2	82	10	8	36	0,71	209
HK-ZH I&II	48	1.2	58	10	6	36	0,71	147
HK N	20	1.2	24	10	2	36	0,71	61
HK-ZH III&IV	40	1.2	48	10	5	36	0,71	123
HKW alpha & beta	87	1.2	104	10	10	36	0,71	534
TNW	120	1.2	144	10	14	36	0,97	503
IJmuiden Ver alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
HKW-Z	80	1.2	96	10	10	36	0,71	245
IJmuiden Ver Noord	200	1.2	240	10	24	36	0,71	613
Zoekgebied 2 Zuid alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
Zoekgebied 5 Oost alpha & beta	133 × 2	1.2	160	10	16	36	0,97	1.115
Zoekgebied 1 Zuid	238	1.2	286	10	29	36	0,71	730
Zoekgebied 2 Noord alpha & beta	200 × 2	1.2	240	10	24	36	0,71	1.227
							totaal	8.148

Schatting effectafstanden geofysische instrumenten

Geotechnische surveys worden uitgevoerd ter voorbereiding van de aanleg van de windparken met diverse akoestische bronnen zoals multi-beam en side-scan sonars, sub-bottom profilers en sparkers. De bronsterkte en frequentiebereik van de survey signalen wijken sterk af van heigeluid. Op basis van globale informatie over de akoestische bronnen in combinatie met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen en zeehonden gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringsafstand voor verschillende type systemen die in deze surveys worden gebruikt (zie hierna 'Akoestische eigenschappen van geofysische surveys'). Deze resulterende effectafstanden zijn samengevat in onderstaande Bijlagetabel 3.5.

¹² Er is in de berekeningen van uitgegaan dat de 2 kabels over hetzelfde tracé lopen en dat de oppervlakte slechts eenmaal meetelt. Als ervan wordt uitgegaan dat de kabels op enig afstand van elkaar liggen en dat de oppervlakte dus moet worden verdubbeld, wordt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor het scenario voor de vier geofysische surveys geschat op 72.280, in plaats van de nu genoemde 61.622. Dit komt overeen met ca. 4% (in plaats van 2,4%) van het totale aantal bruinvisverstoringsdagen door het heien bij de aanleg van de parken, wat nog steeds een verwaarloosbaar kleine bijdrage is.

Bijlagetabel 3.5 Typische systemen die tijdens geofysische surveys gebruikt bij de aanleg van windparken, platforms en kabeltracés. De derde kolom geeft een inschatting van verstoringsafstanden aan voor de verschillende type systemen.

Type systeem	Voorbeeld systeem	Maximale geschatte effectafstand	
		Bruinvis	Zeehonden
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effectafstanden verwaarloosbaar klein
Side Scan Sonar:	Edgetech 4200 300/600 – Frequency: 239 kHz (LF) and 555 kHz (HF)	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein	Boven zeehondgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; verwachte effect-afstanden verwaarloosbaar klein
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz (zie Bijlagefiguur 3.1)	Primaire frequentie slecht hoorbaar door zeehonden; bij secundaire frequenties is de verwachte effectafstand verwaarloosbaar klein
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen; (zie Bijlagefiguur 3.1)	Maximale effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen (zie Bijlagefiguur 3.1)

Deze schattingen van de maximale effectafstand zijn om diverse redenen onzeker. Zowel de gehanteerde drempelwaarden voor verstoring van bruinvissen en zeehonden als voor de schatting van de geluidsniveaus zijn gebaseerd op ruwe aannamen op basis van zeer beperkt beschikbare gegevens. Omdat bij de ontwikkeling van KEC 4.0 onvoldoende openbare informatie beschikbaar was om de schattingen te verbeteren zijn dezelfde verstoringsafstanden gehanteerd als in KEC 3.0.

Akoestische eigenschappen van geofysische surveys

De tijdens geofysische surveys gebruikte multi -beam echosounders en side scan sonars zenden hoogfrequente signalen uit (> 200 kHz) die niet hoorbaar zijn voor bruinvissen en zeehonden. Metingen van dit type systemen duiden erop dat er nauwelijks akoestische energie bij lagere frequenties wordt uitgezonden (zie bijv. Crocker et al., 2018). De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen en zeehonden hoorbare frequenties zijn de sub-bottom profilers en sparkers.

Een typische gebruikte sub-bottom profiler, een zgn. 'parametrische sub-bottom profiler', genereert laagfrequent (~ 10 kHz) geluid door simultaan meerdere hoogfrequente (~ 100 kHz) geluiden uit te zenden. Door hoge frequenties te gebruiken leidt dit tot een zeer directionele, naar beneden gerichte bundel (~ 3-6 graden -3 dB bundelbreedte) laagfrequente bron. Uit de folders van aanbieders van parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat het bronniveau (SL) rond de hoofdfrequenties (85-125 kHz) meer dan 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ bedraagt. De bronniveaus bij de lage frequenties liggen rond de 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$. Dit komt overeen met een typische 30-40 dB reductie in bronniveau van de secundaire frequenties in een parametrische sonar (Moffet & Melen 1977). Voor de afschatting van de effectafstanden wordt hier uitgegaan van een typische SL = 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ op 100 kHz. Voor de secundaire frequenties is van een SL = 202 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ uitgegaan op 10 kHz. Typische puls-lengtes voor de sub-bottom profiler zijn in de orde van $t_{\text{puls}} \sim 0,04\text{-}30$ ms. Hier wordt uitgegaan van een *source level energy* (SLE) binnen de hoofdbundel van $\text{SLE} = \text{SL} + 10 \cdot \log_{10}(t_{\text{puls}} / 1\text{ s})$ dB ~ 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}$. Voor het horizontaal afgestraalde geluid, dat effectief propageert en

tot verstoring kan leiden, wordt hier nog eens 60 dB afgetrokken vanwege de hoge directionaliteit van deze bron.

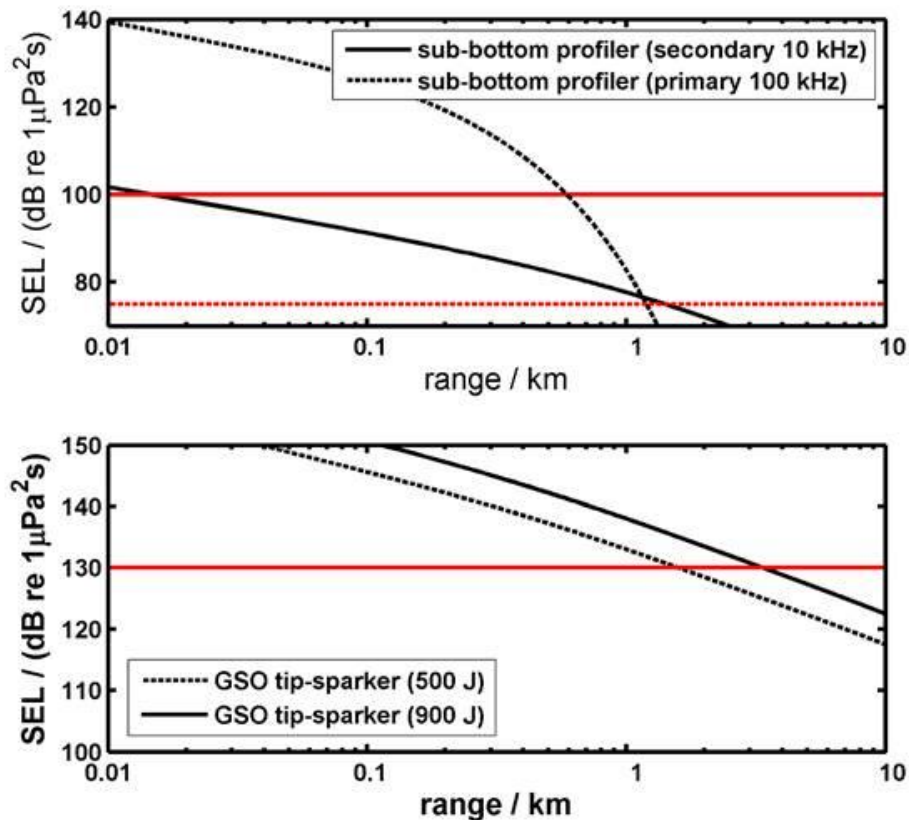
Sparkers zijn systemen die luchtbellens genereren aan de hand van elektrische ontladingen aan zgn. 'tips'. Hierdoor ontstaat een luchtbel wat een breedbandig impulsgeluid genereert met hogere frequenties dan het geluid van een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus worden gegeven in Crocker et al. (2018). Het bronniveau is afhankelijk van het gebruikte vermogen en vertoont vrij grote bandbreedten: SLE ~ 167-181 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$ (500 J) en SLE ~ 179-186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$ (900 J). Voor deze analyse wordt uitgegaan van de maximaal aangegeven waarden. De bandbreedtes van de gegeneerde puls zijn $\text{BW}_{-3\text{dB}} \sim 1.2\text{-}1.9$ kHz (500 J), en $\text{BW} \sim 3.2$ kHz (1000 J) (Crocker et al., 2018). Deze signalen worden in de onderstaande berekeningen grof benaderd door een signaal van 1 kHz met bovengenoemde SLE aan te nemen. Voor directionaliteit nemen we aan dat het vergelijkbaar is met een enkele airgun pulse.

Drempelwaarden voor gedragsverstoring zijn afgeleid uit een review van verstoringdrempels dat in het kader van WOZEP is uitgevoerd (de Jong & von Benda-Beckmann 2017) en zijn in Bijlagentabel 3.6 samengevat.

Bijlagentabel 3.6 SELss drempelwaardes voor verstoring van bruinvissen en zeehonden door geofysische geluidbronnen bij verschillende frequenties, op basis waarvan effectafstanden zijn geschat.

	bruinvis	zeehond
Frequentie / kHz	SELss / dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	SELss / dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
1	130	130
10	100	100
100	75	75

Het propagatieverlies voor deze bronnen op de Noordzee wordt geschat aan de hand van een cilindrisch en zgn. 'mode-stripping' regime voor een puntbron (Volgens 9.46 uit Ainslie, 2010), met waarden representatief voor een zandige bodem (typisch voor de Noordzee). De effectafstanden in Bijlagentabel 3.5 corresponderen met de drempelwaardes die zijn weergegeven in Bijlagefiguur 3.1.



Bijlagefiguur 3.1 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secundaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie afhankelijke verstoringdrempels aan (uit Bijlagetabel 3.6).

Referenties

- Ainslie, M.A., 2010. Principles of Sonar performance modeling. Springer Verlag, pp 707.
- Crocker, S.E. Fratantonio, F.D., Hart, P.E., Foster, D.S., O'Brien, T.F. & S. Labak (2018). Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical, Survey Systems IEEE JOURNAL OF OCEANIC ENGINEERING 99, 1-18, 10.1109/JOE.2018.2829958.
- de Jong, C. & S. von Benda-Beckmann, 2017. Wozep underwater sound: frequency sensitivity of porpoises and seals, TNO Report TNO 2017 R11238, 1-53.
- Moffett, M.B. & R.H. Mellen, 1977. Model for parametric acoustic sources. The Journal of the Acoustical Society of America 61, 325-337; doi: 10.1121/1.381310.

Bijlage 7
Achtergrondrapportage scheepvaartveiligheid





BETTER SHIPS, BLUE OCEANS

EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID BINNEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL II

Rapport nr. : 33966-2-MO-rev.1.0
Datum : 9 September 2022
Versie : Eindrapport

EFFECTEN OP SCHEEPVAARTVEILIGHEID BINNEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL II

Opdrachtgever : Pondera Consult B.V. Hengelo

Gerapporteerd door : A. Nap, K. Kauffman, Y. Koldenhof

Paraaf management



Versie	Datum	Status	Gecontroleerd door
0	20 mei 2022	Concept	H. Ammerlaan
0.2	15 juni 2022	Concept	Y. Koldenhof
1.0	9 september 2022	Definitief	S. Indah-Everts

INHOUD	PAGINA
1	INTRODUCTIE.....1
2	DOELSTELLING.....2
3	WERKWIJZE.....3
3.1	SAMSON.....3
3.2	Effect van het windpark.....4
3.3	Modelinvoer en uitgangspunten.....5
3.3.1	Verkeer.....5
3.3.1.1	Routegebonden verkeer.....5
3.3.1.2	Niet-routegebonden verkeer.....7
3.3.2	Gebruikte modellen.....8
3.4	Gevolgschade.....8
3.4.1	Schade aan windturbine en schip.....8
3.4.2	Bepalen van persoonlijk letsel.....10
3.4.3	Kanttekeningen bij de modelering van de gevolgschade.....11
3.5	Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten.....13
4	RESULTATEN.....14
4.1	Configuratie.....14
4.2	Aanvaar-/ aandrijffrequenties windenergiegebied.....15
4.3	Gevolgschade.....18
4.3.1	Schade aan het schip.....18
4.3.2	Schade aan de windturbines.....18
4.3.3	Persoonlijk letsel.....19
4.4	Effecten zichtlijnen kruisend verkeer.....19
4.5	Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur.....22
4.6	Het effect van het werkverkeer op het risico.....23
5	MAATREGELEN.....24
5.1	Maatregelen voor de scheepvaartveiligheid.....24
5.1.1	AIS-basestation en VHF-antenne.....24
5.1.2	Vessel Traffic Management (VTM) (bron [Ref 11.].....24
5.1.3	Aanvullende markering en identificatie windturbines in de windparken (bron [Ref 11.].....25
5.2	Mitigerende maatregelen.....25
5.2.1	ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel) (bron [Ref 11.].....25
5.2.2	Extra SAR-capaciteit (bron [Ref 11.].....25
5.2.3	Oliebestrijding (bron [Ref 11.].....25
5.2.4	Fysieke beveiliging windparken.....25
6	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN.....26
6.1	Conclusies.....26
6.2	Aanbevelingen.....26

REFERENTIES 27

APPENDICES:.....	29
APPENDIX 1 RESULTATEN WINDPARK IJMUJIDEN VER KAVEL II.....	A1
APPENDIX 2 SAMENVATTING SAMSON-ANALYSE WIND OP ZEE [REF 12.].....	B1
APPENDIX 3 MEMO UITGANGSPUNTEN GROEISCENARIO TOT 2030	B9

1 INTRODUCTIE

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het terugdringen van CO₂-emissies, en daarmee samenhangend, het produceren van duurzame energie. Belangrijke stappen zijn gezet met het Energieakkoord voor duurzame groei uit 2013. Vervolgens is met het Energierapport, de daaropvolgende Energiedialoog en de Energieagenda een basis gelegd voor het energiebeleid voor de langere termijn, richting 2050. Windenergie op zee speelt daarin een prominente rol.

Nederland heeft in dit kader het voornemen om windparken te realiseren in de kavels I, II, III en IV in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Het gebied ligt op ongeveer 62 kilometer uit de kust in de Noordzee, ter hoogte van IJmuiden. Naar verwachting worden de windparken in de periode 2028-2029 in gebruik genomen.

De aanwezigheid van een offshore windpark heeft consequenties voor het scheepvaartverkeer nabij dit windpark. Een windpark heeft een direct effect op de verkeersveiligheid door het aanvaar- of aandrijfrisico van de turbines door schepen. Sommige schepen zullen daarnaast alternatieve routes kiezen of omvaren, resulterend in veranderingen in transportkosten en emissies. De veranderingen van de verkeersstromen rond het windpark kunnen bovendien resulteren in een verandering van het aanvaarrisico van schepen onderling (indirect effect).

De afgelopen jaren zijn er door MARIN verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de bouw van windparken op de Noordzee. In 2019 is een eerste onderzoek uitgevoerd: "cumulatieve effecten van de uitrol van Wind op Zee 2030 op de veiligheid van de scheepvaart"[Ref 11.]. Binnen dit onderzoek zijn o.a. met behulp van het veiligheidsrekenmodel SAMSON verschillende berekeningen uitgevoerd [Ref 11.]. In 2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Voor de verkeersdatabase is gebruikt gemaakt van de laatstgenoemde studie, deze verkeersdatabase is gemaakt aan hand van AIS-data over 2019.

Binnen de huidige studie voor windenergiegebied IJmuiden Ver wordt, in overleg met de opdrachtgever, (Pondera Consult B.V.) en Rijkswaterstaat (RWS), gebruik gemaakt van de resultaten en conclusies van beide bovengenoemde MARIN studies. Voor een volledig beeld is de management samenvatting van de meest recentste studie in zijn geheel opgenomen in de bijlage van dit rapport (APPENDIX 2).

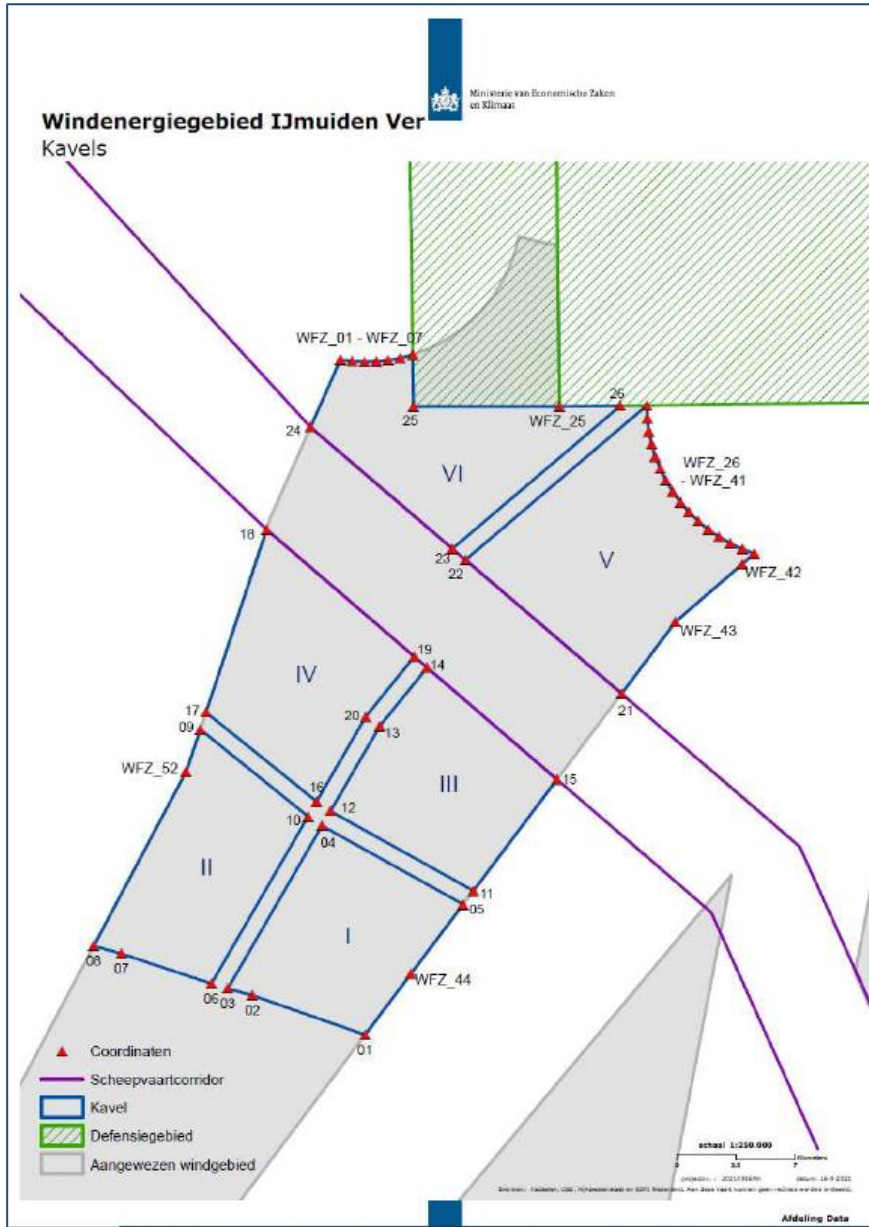
Het windenergiegebied IJmuiden Ver bestaat uit 4 verschillende kavels. Dit rapport beschrijft de veiligheidsstudie voor **Kavel II** binnen het windenergiegebied **IJmuiden Ver** die MARIN in opdracht van Pondera Consult B.V. heeft uitgevoerd. De resultaten van deze studie zullen worden verwerkt in de milieueffectrapportage (M.E.R.) Wind op zee – Kavels I - II IJmuiden Ver die door Pondera Consult B.V. wordt opgesteld. De effecten op de scheepvaartveiligheid van de andere kavels (I, III en IV) worden in separate studies onderzocht.

De opbouw van dit rapport is als volgt:

- Hoofdstuk 2 bevat de doelstelling van deze studie.
- In Hoofdstuk 3 is geschetst hoe de veiligheidsstudie is opgezet, welke informatie nodig is en waar deze informatie vandaan komt.
- De resultaten van de veiligheidsstudie voor het windenergiegebied worden gegeven in Hoofdstuk 4.
- In Hoofdstuk 5 wordt ingegaan op eventuele maatregelen die het risico voor de scheepvaart kunnen verkleinen.
- Hoofdstuk 6 bevat de conclusies en aanbevelingen van de studie.

2 DOELSTELLING

Het doel van de studie is om voor één inrichtingsvariant van **Kavel II** in windenergiegebied **IJmuiden Ver** de risico's voor de scheepvaart te bepalen (zie Figuur 2-1). Dit wordt gedaan door de aanvaar- en aandrijffrequenties van de windturbines te bepalen. Ook wordt er gekeken naar de verandering in de veiligheid als gevolg van een wijziging in de routes die schepen nemen.



Figuur 2-1 Kavels windpark 'IJmuiden Ver' (bron: Ministerie van EZK)

3 WERKWIJZE

In dit hoofdstuk wordt de generieke werkwijze bij veiligheidsstudies voor windparken beschreven. In paragraaf 3.3 worden tevens de modelinvoer en uitgangspunten uiteengezet zoals deze gebruikt worden in deze studie.

3.1 SAMSON

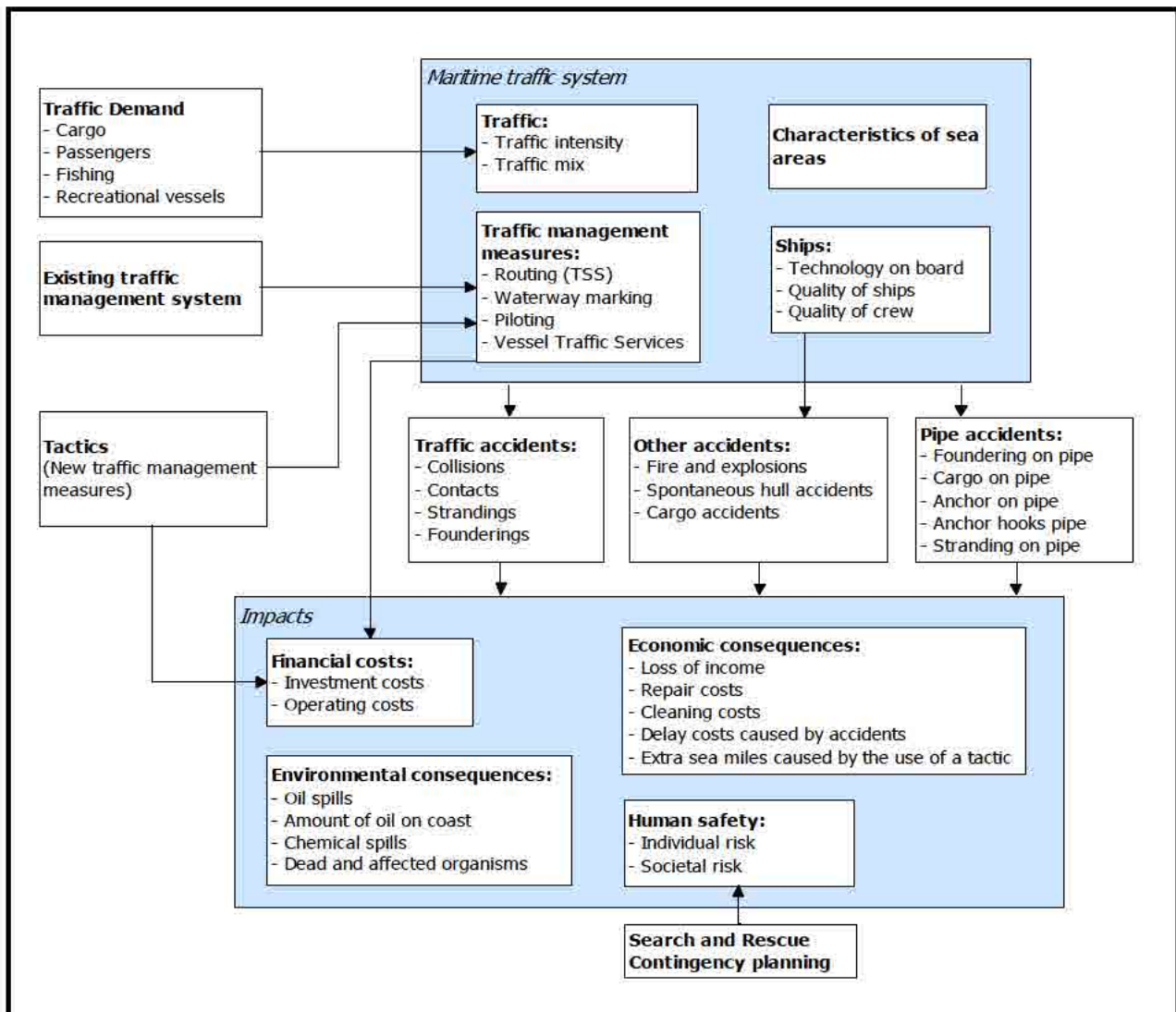
Het SAMSON-model (Safety Assessment Model for Shipping and Offshore on the North Sea) is ontwikkeld voor het voorspellen van effecten van ruimtelijke ontwikkelingen in de Noordzee, van ontwikkelingen in de scheepvaart zelf en van maatregelen ten aanzien van de scheepvaart.

De effecten die met het model bepaald kunnen worden bestaan uit:

- Aantal ongevallen per jaar, onderverdeeld naar aard van de ongevallen en betrokken schepen en objecten.
- Omgevaren afstand en gerelateerde kosten.
- Emissie van milieugevaarlijke stoffen.
- Consequenties van ongevallen, zoals het uitstromen van lading- of bunkerolie of persoonlijk letsel.

Het model is ontwikkeld voor Directoraat-Generaal Goederenvervoer (nu Directoraat-Generaal Luchtvaart en Maritieme Zaken) en wordt gebruikt om de kansen en consequenties van alle type ongevallen op zee te schatten. Een algemene beschrijving van het model kan worden gevonden in [Ref 1.]. In de executive summary van POLSSS, Policy for Sea Shipping Safety [Ref 2.], wordt beschreven op welke wijze SAMSON gebruikt is om de kosten en gevolgen van een groot aantal beleidsmaatregelen te voorspellen. Een globale beschrijving van SAMSON wordt ook weergegeven op: <https://www.iala-aism.org/wiki/iwrap/index.php/SAMSON>.

In Figuur 3-1 wordt het systeemdiagram weergegeven van het SAMSON-model, vrijwel alle blokken in dit diagram zijn beschikbaar binnen het model. Het grote blok "Maritime traffic system" (rechtsboven) bevat vier sub-blokken. Deze vier sub-blokken beschrijven het verkeersbeeld; het aantal scheepsbewegingen, de scheepskenmerken (lengte etc.) en de lay-out van het zeegebied. De ongevals-kansmodellen voor een aanvaring, stranding, brand/explosie etc. worden gebruikt om de ongevals-frequentie te voorspellen gebaseerd op het verkeersbeeld. Het grote blok "Impacts" bevat de sub-blokken waarmee de consequenties bepaald worden van de ongevallen.



Figuur 3-1 Systeemdiagram SAMSON

3.2 Effect van het windpark

De aanleg van een windpark heeft gevolgen voor de scheepvaart. Een schip dat nu een route volgt door een toekomstig windpark, zal in de toekomst zijn route moeten verleggen en het windpark op minimaal 500 meter afstand passeren. Dit betekent dat dit schip **hinder** ondervindt van het windpark. Er zijn echter meer gevolgen. Doordat het schip een andere route neemt krijgen de scheepvaartroutes buiten het windpark een hogere (misschien fractioneel) intensiteit. Als gevolg van de hogere intensiteiten op deze routes is het de verwachting dat het aantal ontmoetingen en dus ook het aantal ongevallen toeneemt. Bovenstaande effecten worden de "indirecte" gevolgen genoemd.

Er treden echter ook nieuwe typen ongevallen op (directe gevolgen), namelijk **aanvaringen** en **aandrijvingen** met een windturbine van het windpark. In SAMSON worden dit soort ongevallen aangeduid met respectievelijk **ramming** en **drifting contacts**:

- Een **ramming** (aanvaring) is het gevolg van een navigatiefout, wanneer de navigator van een schip, dat op ramkoers ligt met een windturbine van het windpark, niet of te laat reageert. Een navigatiefout kan verschillende oorzaken hebben, zoals; onwetendheid, het niet zien van het windpark, het niet aanwezig zijn op de brug, onwel worden en niet kunnen reageren etc. De snelheid bij de aanvaring is hoog.

- Een **drifting** (aandrijving) treedt op wanneer een schip door een machinestoring niet meer manoeuvreerbaar is. In eerste instantie zal men proberen voor anker te gaan, maar indien dit niet mogelijk is, is het schip overgeleverd aan wind, golven en stroom. Een driftend schip kan vervolgens tegen een windturbine van het windpark komen zonder dat men dit aan boord kan voorkomen. De aanvaring is dwarsscheeps en de snelheid is gering.

Deze ongevallen komen voort uit het scheepvaartverkeer rondom het windpark en **behoeven niet noodzakelijkerwijs** tot de groep schepen beperkt te blijven die door het gebied van het windpark voeren toen dat er nog niet was.

Om de effecten van het windpark op de scheepvaart te kunnen berekenen is de nieuwe afwikkeling van het scheepvaartverkeer voor de situatie met het windpark in SAMSON gemodelleerd. De scheepvaart moet het windpark op minimaal 500 m passeren. De mate waarin de verkeersafwikkeling wordt beïnvloed, hangt af van de grootte en ligging van het windpark. Voor de locatie van het windpark wordt daarom een nieuwe verkeersdatabase aangemaakt waarin het veranderde vaarpatroon wordt opgenomen. Binnen de huidige studie is hierbij, met name de modellering van het routegebonden verkeer gebruikt zoals deze aangemaakt is voor een studie naar de cumulatieve effecten van alle windenergiegebieden die verwacht worden gebouwd te zijn in 2030 en met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Vervolgens kunnen de ongevalsmodellen van SAMSON toegepast worden voor het doorrekenen van de effecten van het windpark voor de scheepvaart.

3.3 Modelinvoer en uitgangspunten

De volgende uitgangspunten (aannames), modelinput en parameters worden voor de berekeningen gehanteerd.

3.3.1 Verkeer

Voor de berekeningen wordt gebruik gemaakt van een verkeersdatabase. Een verkeersdatabase bevat links, linkintensiteiten en linkkarakteristieken. Een link is de rechte verbinding tussen twee punten. De linkintensiteit beschrijft het aantal schepen dat per jaar over die link vaart, onderverdeeld naar scheepstype en scheepsgrootte. De linkkarakteristiek beschrijft hoe breed de link is en de laterale verdeling hoe het verkeer over die link verdeeld is. Het verkeer op zee wordt onderverdeeld in twee groepen, namelijk het "routegebonden" en het "niet-routegebonden" verkeer. Het routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de koopvaardij schepen, die op weg zijn van haven A naar haven B. Het niet-routegebonden verkeer bevat de scheepsbewegingen van de schepen die een missie ergens op zee hebben, zoals visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart. In SAMSON zijn deze scheepsgroepen op een verschillende manier gemodelleerd.

3.3.1.1 Routegebonden verkeer

Het *routegebonden* verkeer is gemodelleerd op scheepvaartroutes over de Noordzee. Vanwege de ligging van de havens en de verkeersscheidingsstelsels beweegt het grootste deel van deze schepen zich over een netwerk van links (met een bepaalde breedte), vergelijkbaar met het wegennetwerk op het land. In de praktijk kunnen er schepen buiten deze links varen aangezien men overal mag varen, zolang men de regels in acht neemt. Het aandeel van het verkeer dat buiten de routes vaart is echter zeer klein, aangezien de links de kortste en veiligste verbindingen tussen havens omvatten waarbij rekening wordt gehouden met ondieptes en andere obstakels.

Binnen de huidige studie voor windenergiegebied IJmuiden Ver wordt in de basis gebruik gemaakt van de uitgangspunten die gebruik zijn binnen het onderzoek naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Hierbij wordt gebiedsscenario 1:

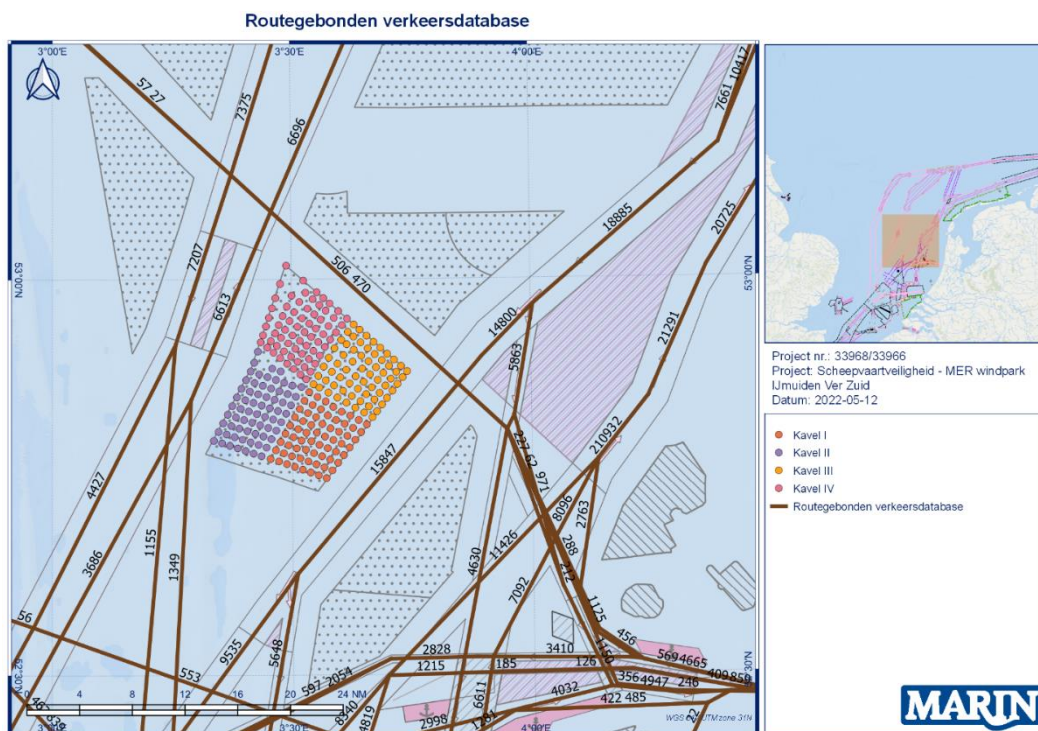
Routekaart 2030 (RK2030)' gehanteerd (zie APPENDIX 1) waar naast de operationele windparken PAWP¹, Luchterduinen, OWEZ² en Borssele de volgende toekomstige windparken beschouwd:

- HKN (Hollandse Kust Noord)
- HKZ (Hollandse Kust Zuid)
- HKW noordelijk en zuidelijk deel (Hollandse Kust West)
- TNW (Ten Noorden van de Waddeneilanden)
- IJmuiden Ver (zuidelijk deel)

Omdat in deze studie [Ref 12.] geen rekening is gehouden met de verkeersgroei is de verkeersdatabase gecorrigeerd met de groeicijfers zoals vastgesteld door de Erasmus Universiteit en eerder toegepast in de cumulatieve studie Wind op Zee 2030 [Ref 11.]. Details over de uitgangspunten met betrekking tot de groeicijfers staan vermeld in APPENDIX 3.

Naast het toepassen van de verwachte groeicijfers is binnen het huidige onderzoek (voor de MER) een andere inrichting van het windenergiegebied IJmuiden Ver gebruikt dat die gebruikt binnen de studie naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.] In de studie [Ref 12.] is gebruik gemaakt van een uniform grid van turbineposities terwijl nu de "definitieve" locaties van de turbines zijn meegenomen.

Figuur 3-2 geeft de aangepaste verkeersdatabase voor het routegebonden verkeer weer zoals gebruikt is in de huidige studie.



Figuur 3-2 Verkeersdatabase routegebonden verkeer zoals gebruikt in de huidige studie (gebaseerd op de verkeersdatabase o.b.v. AIS uit 2019 gebruikt in [Ref 12.], gecorrigeerd met de groeicijfers door de Erasmus Universiteit en de definitieve locaties van de turbines)

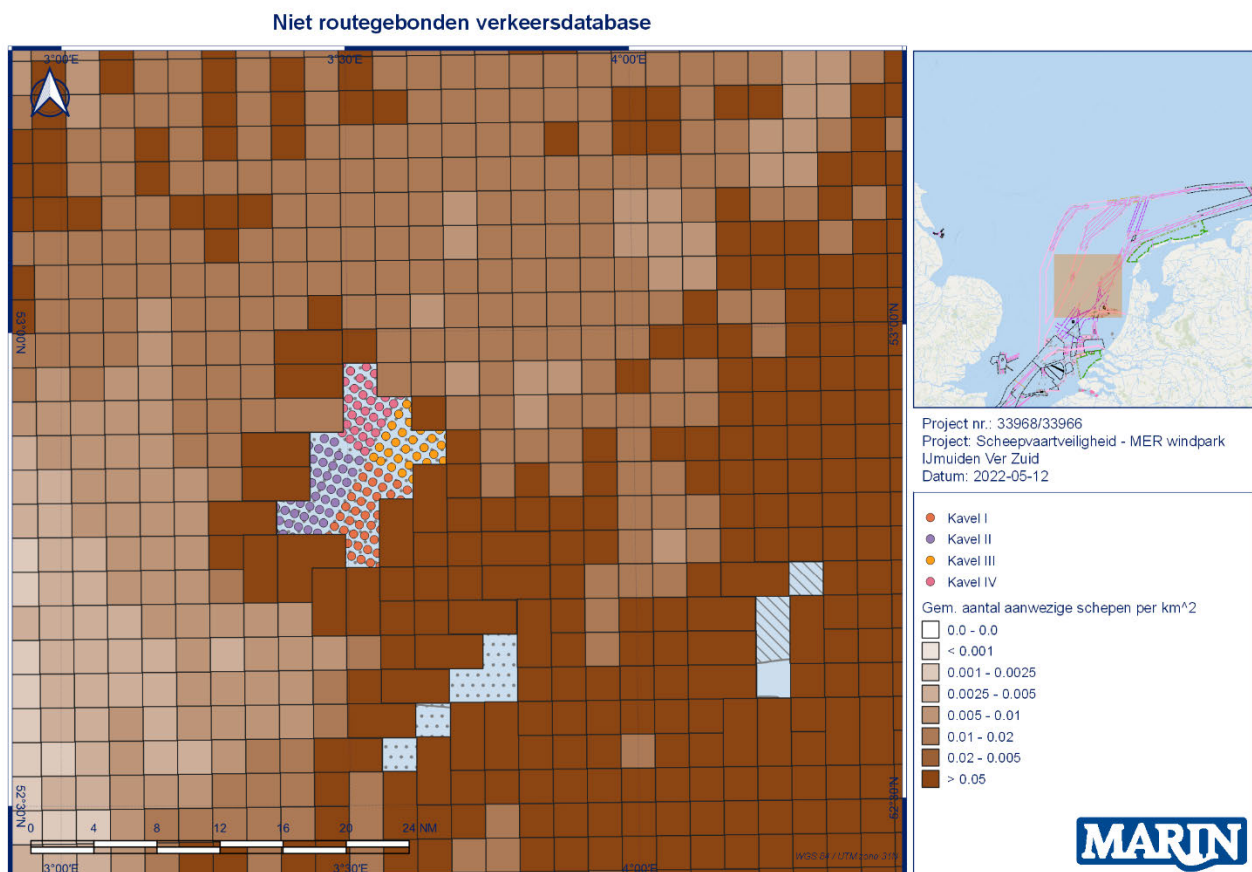
¹ PAWP: Prinses Amalia WindPark

² OWEZ: Offshore Windpark Egmond aan Zee

3.3.1.2 Niet-routegebonden verkeer

Het *niet-routegebonden* verkeer (visserij, supplyvaart, werkvaart en recreatievaart) kan niet op de voorgaande wijze worden gemodelleerd. Het gedrag van dit verkeer op zee is duidelijk anders. Men vaart niet van haven A naar haven B langs duidelijke routes, maar van haven A naar een of meerdere bestemmingen op zee en vervolgens meestal weer terug naar de vertrekhaven A. Het gedrag op zee is meestal onvoorspelbaar. Vissers varen bovendien nog vaak heen en weer in een visgebied. Dit is de reden waarom dit verkeer door middel van dichtheden in SAMSON is gemodelleerd (zie Figuur 3-1).

De gemiddelde dichtheid in de 4 x 4 km gridcellen is gebaseerd op een analyse van de AIS-data over 2019. Hiervoor is gebruik gemaakt van dezelfde database als gebruikt in [Ref 12.]. Net als het routegebonden verkeer zijn ook deze cijfers gecorrigeerd met de groeicijfers als berekend door de Erasmus Universiteit Rotterdam (zie APPENDIX 3). In overleg met opdrachtgever is voor het huidige onderzoek aangenomen dat er geen sprake zal zijn van integrale doorvaart of doorvaart in passagestroken door kleinere schepen. Dit conform het vastgestelde beleid rond doorvaart dat is vastgesteld in het Programma Noordzee 2022-2027. Het verkeer dat zich eerst binnen de grenzen van het windenergiegebied bevond is verplaatst naar de randen rond het gebied, in overeenstemming met de uitgangspunten van het onderzoek naar de cumulatieve effecten van de doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Daardoor hebben sommige gridcellen in Figuur 3-1 geen of erg lage dichtheid ter hoogte van windparken.



Figuur 3-1 Niet-routegebonden verkeersdatabase o.b.v. AIS-data uit 2019 [Ref 12.]

3.3.2 Gebruikte modellen

Het totale SAMSON-model bestaat uit verschillende submodellen voor de verschillende ongevallen. Om het effect van beide windparken voor de scheepvaart te kwantificeren op de locatie van de windparken wordt het aantal aanvaringen en aandrijvingen per jaar bepaald. Hiervoor worden de volgende modellen gebruikt:

- Contact met een vast object (windturbine):
 - als gevolg van een navigatiefout (ramming);
 - als gevolg van een motorstoring (drifting).

Om het effect van de windparken voor de scheepvaart buiten de windparklocaties te kwantificeren wordt het risiconiveau met en zonder de windparken vergeleken. Deze effecten zijn het gevolg van een verandering in de routestructuur; het verkeer dat eerst door het windenergiegebied voer wordt nu buitenom geleid. Om het "algemene" risiconiveau vast te stellen worden de volgende modellen gebruikt:

- Schip-schip aanvaringen;
- Aanvaring met een vast object (in dit geval bestaande offshore platformen):
 - als gevolg van een navigatiefout (ramming);
 - als gevolg van een motorstoring (drifting).

De effecten op de aanvaar- en aandrijfkansen voor pieren en voor stranden als gevolg van een verandering in de verkeersafwikkeling worden in deze studie niet berekend. De pieren en de kustlijn op de Noordzee liggen namelijk zo dat de gewijzigde verkeersstromen deze kansen niet veranderen.

Voor de huidige studie zijn geen nieuwe berekeningen uitgevoerd voor het bepalen van het indirecte effect, maar er is gebruik gemaakt van de resultaten van de studie naar de cumulatieve effecten uitgevoerd in 2019 ([Ref 11.]) en de update van dit onderzoek met een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]).

3.4 Gevolgschade

Als gevolg van een aandrijving of een aanvaring van een windturbine kan schade ontstaan, zogenaamde gevolgschade. Deze schade bestaat uit schade aan de windturbine, schade aan het schip, milieuschade als gevolg van een uitstroom van olie bij schade aan een schip en persoonlijk letsel als gevolg van de aanvaring/aandrijving.

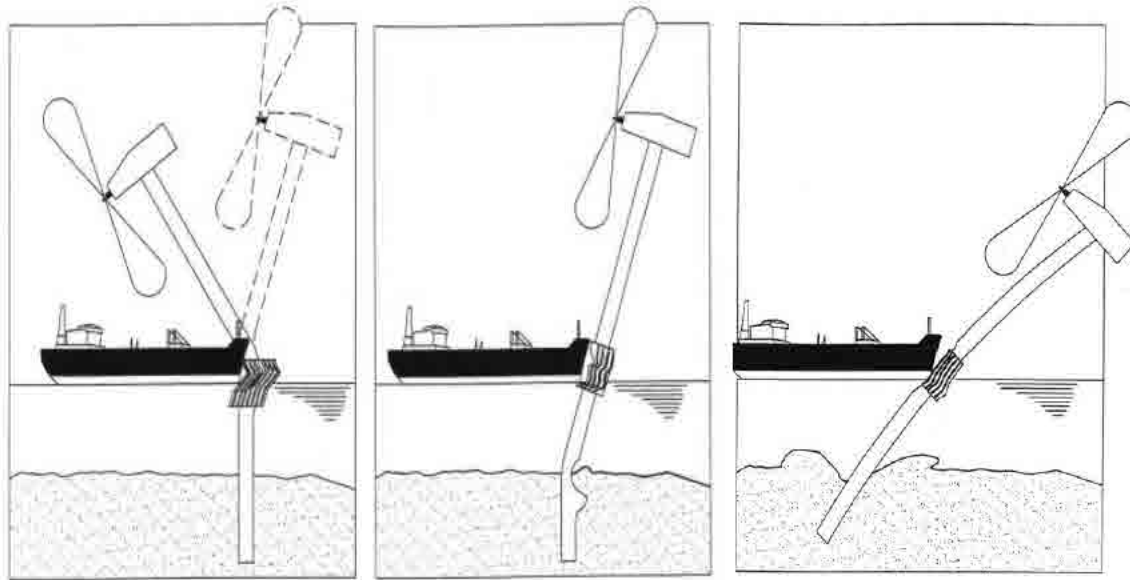
Van de schepen welke in aanvaring of aandrijving met het windpark komen is de verdeling bekend over de vaarsnelheden, vaarrichting, scheepstype en scheepsgroottes. Deze gegevens zijn voldoende om de maximale energie aanwezig in de botsing te bepalen. Deze energiemaat wordt gebruikt om deels op basis van ervaring en deels op basis van complexe berekeningen de schade aan het schip te bepalen die in aanvaring met een ander schip of een object komt. Uitgangspunt is dat de volledige energie gedissipeerd wordt in de botsing. De aanwezige energie in varende of driftende schepen is voor deze studie ook bepaald en wordt gepresenteerd per scheepstype met de daarbij behorende kansen van optreden.

3.4.1 Schade aan windturbine en schip

Voor de meeste scheepstypen is geen sprake van volledige dissipatie van de energie na een botsing vanwege de beperkte energieopname van het aangevaren object. Het bezwijkgedrag van de windturbines is onderzocht [Ref 5.]. Hieruit bleek dat bij bijna alle scheepstypen de windturbine statisch gezien bezwijkt en daarbij slechts een fractie van de energie dissipeert. Voor de verdere analyse van de gevolgschade worden de volgende twee bezwijkvormen onderscheiden:

- **Knikken;** de windturbine bezwijkt door te knikken op het punt van de impact, gevolgd door plastische vervorming, waarbij de mast vast blijft zitten. Tenslotte valt de turbine naar het schip toe of juist van het schip af. In het geval dat de turbine richting het schip valt kan de rotor met de gondel op het dek terechtkomen.

- **Scharnieren;** de windturbine bezwijkt door het ontstaan van een plastisch scharnier bij de “bevestiging” op de bodem van de zee. De windturbine kan als gevolg van het ontstaan van dit scharnier afbreken of wordt in zijn geheel (inclusief bodem) omvergeduwd. Het feitelijke scharnierpunt wordt dan verdeeld over de lengte in de bodem en is geen punt meer maar een deel van de mastfundering in de bodem die plastisch buigt en deels meegeeft.



Figuur 3-2 Figuren van de verschillende bezwijkvormen, links betreft knikken, midden en rechts betreft scharnieren.

Welke van deze beide bezwijkvormen optreedt, is alleen op basis van een dynamische berekening vast te stellen. Experts hebben op basis van hun onderzoek de frequentie van voorkomen geschat voor de verschillende bezwijkvormen. Daar waar de effecten nog niet zijn in te schatten heeft men voor een conservatief standpunt gekozen. Zo kan de mast met gondel van het schip af of op het schip vallen. Wat in werkelijkheid gebeurt hangt van veel constructiewaarden en omgevingsfactoren af. Voor de nu uitgevoerde berekeningen wordt aangenomen dat de mast met gondel altijd op het schip valt in geval van knikken.

In Tabel 3-1 wordt een overzicht gegeven van verschillende bezwijkvormen als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een windturbine (< 5MW) per scheepsgrootte. Ook wordt in de tabel aangegeven wat de verwachte schade aan het schip zal zijn. Dit is de gevolgschadetabel die ook in [Ref 5.] is gebruikt. Het aangegeven ‘aandeel’ betreft de kans op een bezwijkvorm. Het bovenste deel van Tabel 3-1 geldt wanneer de turbine knikt. Kleine schepen hebben niet genoeg massa om de turbine te doen knikken. Bij aandrijven is de energie onvoldoende om de turbine te doen knikken.

Bij de frontale en de frontale/laterale (schampen) aanvaringen zal wel ernstige schade ontstaan aan de boeg van het schip, maar zal er geen ernstige schade (“Geen” in Tabel 3-1) optreden in het ladinggedeelte van het schip. De constructie van het schip voor het aanvaringsschot (voorpiekschot) is zeer stijf waardoor de schade beperkt zal blijven tot het deel van het schip voor het aanvaringsschot waar lek raken geen uitstroom tot gevolg heeft omdat er geen lading of brandstof in dit deel van het schip aanwezig is. Bij het schampen zal het zeer stijve en uitwaaiierende voordek van het schip de energie zonder veel schade opvangen. Wel kan er schade ontstaan aan het dek, in het geval de mast en/of gondel op het dek valt.

Tabel 3-1 *Bezwijkvormen met de geschatte percentages van voorkomen en de schatting van de resulterende schade aan de turbine en het schip.*

Bezwijkvormen	Scheepsgrootte (GT)	Aanvaring (rammen)						Aandrijving (driften)					
		Frontaal (10%)			Schampen (90%)			Lateraal middenships (100%)			Lateraal excentrisch (0%)		
		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging		Aan-deel	Beschadiging	
Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip		Tur-bine	Schip			
Knikken	<500	0%	Nee	Geen	0%	Nee	Geen						
	500-1000	0%	Ja	Geen	0%	Nee	Geen						
	1000-1600	5%	Gos Mos ³	Dek	0%	Ja	Geen						
	1600-10000	10%	Gos Mos	Dek	5%	Gos Mos	Dek						
	10000-30000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	30000-60000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	60000-100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
	>100000	10%	Gos Mos	Dek	10%	Gos Mos	Dek						
Scharnieren	<500	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	500-1000	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen	100%	Nee	Geen
	1000-1600	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Geen	100%	Nee	Huid	100%	Nee	Geen
	1600-10000	90%	Ja	Geen	95%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Nee	Geen
	10000-30000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	30000-60000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	60000-100000	90%	Ja	Geen	90%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen
	>100000	90%	Ja	Geen	91%	Ja	Geen	100%	Ja	Huid	100%	Ja	Geen

3.4.2 Bepalen van persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel is voor een aanvaring/aandrijving alleen te verwachten wanneer de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in Tabel 3-1).

Voor de windturbines zijn de frequenties van de verschillende schadevormen bepaald, waaruit de mogelijk optredende schade in termen van persoonlijk letsel is bepaald. Hierbij is uitgegaan van een aantal worst-case benaderingen.

Uitgaande van het aantal aanvaringen/aandrijvingen zijn de volgende rekenslagen per scheepstype en -grootte gemaakt.

- Aantal aanvaringen/aandrijvingen wordt vermenigvuldigd met de bijbehorende kans op een bepaalde bezwijkvorm.
- Vermenigvuldiging met de kans voor die bezwijkvorm dat de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in de Tabel 3-1). Aangezien niet bekend is wat de kans is dat de mast op het schip valt, dan wel van het schip af valt wordt hier met een factor 1 gerekend, dus met het worst-case scenario dat de mast altijd op het schip valt.

³ GosMos = Gondel Op Schip en Mast Op Schip na plastische vervorming

- Vermenigvuldiging met het beschadigingsgedeelte van het dek. Hierin zitten twee worst-case benaderingen, namelijk;
 - De mast valt geheel op het schip. Bij het schampen zal echter de mast vaak schuin over het dek kantelen
 - Het oppervlak van de mast inclusief het volledige rotorblad wordt genomen, dus alsof de windturbine al draaiend intact op het dek valt.
- Vermenigvuldiging met de kans dat iemand zich bevindt op het beschadigde gedeelte. De kans dat een persoon zich ergens aan dek bevindt wordt op 10% geschat. In werkelijkheid is deze kans veel kleiner, aangezien vrijwel alleen bij vissersschepen bemanning aan dek te vinden is, maar deze groep zit vrijwel niet in de groep schepen die de mast doet knikken. Deze 10% bevat ook de mensen die indirect worden getroffen door het doorwerken van de dekschade tot de ruimtes daaronder waarin personen aanwezig zijn.
- Vermenigvuldiging met het aantal personen aan boord; immers de kans is voor ieder persoon afzonderlijk bepaald.

Het persoonlijk letsel doordat mensen vallen door de klap zelf is niet gemodelleerd, ook niet voor de kleine schepen die frontaal tegen de bescherming van de mast varen waarbij het schip (recreatievaartuig) volledig vernield wordt. Voor deze categorie schepen zijn de kansmodellen ook onbetrouwbaar. Bovendien zullen deze schepen vrijwel altijd schampen.

3.4.3 Kanttekeningen bij de modelering van de gevolgschade

De modellering en de schadematrix zoals hierboven beschreven in 3.4.1 en 3.4.2 geven een weergave van de modellering zoals deze tot nu toe gebruikt zijn binnen M.E.R. studies naar scheepvaartveiligheid rondom windparken, zoals windparken Hollandse Kust, Borssele en Ten Noorden van de Wadden.

Binnen de studie naar de cumulatieve effecten van alle parken samen op de scheepvaartveiligheid [Ref 11.] is geconcludeerd dat de onderzoeken naar de gevolgschade uitgevoerd in 2005, niet meer volledig de huidige situatie beschrijven en dat er bepaalde scenario's onderbelicht zijn door schaalvergroting van windturbines en het niet beoordelen van effecten op kleinere schepen. Concreet is destijds in deze studie de volgende aanbeveling opgenomen.

“Schademodel; Door schaalvergroting van de windmolens in combinatie met de drifteigenschappen van schepen met zeer grote windvang zoals ultra grote cruise en containerschepen wordt aanbevolen om meer onderzoek te doen naar de gevolgen van een aanvaring/aandrijving van een schip met een windturbine. Hierbij is niet alleen de schade aan de windturbine belangrijk, maar ook het risico voor bemanning en passagiers, de schade aan het schip en mogelijke milieuverontreiniging.”

Aanvullend onderzoek naar de gevolgschade bij schip-turbine aanvaring zijn onderdeel van het Monitorings- en Onderzoeksprogramma Scheepvaartveiligheid Wind op Zee (MOSWOZ) van Rijkswaterstaat. Dit programma loopt tot 2029 en een eerste onderzoek naar de gevolgschades aan een grotere 10MW windturbine is afgerond [Ref 14.]. Opstart van vervolgonderzoek met grotere windturbines en modelvalidatie staat gepland voor halverwege dit jaar 2022. Kanttekeningen die op basis van het onderzoek uit 2020 [Ref 14.] bij de gebruikte schadematrix gemaakt kunnen worden zijn:

- Een observatie vanuit het onderzoek is dat een Kruiplijn Coaster (1550GT) zowel varend als driftend alleen voor plastische vervorming van de windturbine leidt en niet tot knikken of scharnieren. De gehanteerde schadematrix is daarmee conservatief van aard.
- Een groot driftend passagiersschip of containerschip (beide >100000GT) kunnen mogelijk onder bepaalde condities leiden tot schade aan de turbine waarbij de gondel op het schip valt.

Eliminatie van aannames en een volledig 3D FE model is nodig om hier met meer zekerheid conclusies te trekken en om te voorkomen dat deze resultaten het gevolg zijn van de beperkingen van de FE modellering. De gebruikte schadematrix voorziet momenteel niet dat driftende grote schepen kunnen leiden tot een op het schip vallende gondel.

Binnen deze studie naar de effecten op scheepvaartveiligheid van IJmuiden Ver in het kader van de M.E.R. is gekozen om geen trendbreuk met eerdere studies te laten ontstaan en met dezelfde uitgangspunten de gevolgschade te kwantificeren.

Daarom is bij de beschreven indicatieve gevolgschades in deze paragraaf aangegeven welke verwachting bestaat ten aanzien van de gekwantificeerde gevolgschade, is deze conservatief of juist niet.

Schade aan de turbine

De verwachting is dat voor de grotere 15 MW-windturbine een sterkere constructie nodig zal zijn dan bij de kleinere (<5MW) windturbines waar de schadematrix op is gebaseerd. Door de sterkere constructie van de monopile is een grotere scheepsmassa nodig om schade toe te brengen aan de windturbine. Daar waar in de schadematrix een driftend schip van 1600GT al schade zou kunnen aanbrengen verschuift deze grens naar een schip met een grotere GT. Dit wordt ook bevestigd door het onderzoek dat door HVR engineering in 2020 is uitgevoerd [Ref 14.]. De gehanteerde schadematrix is daarmee voor schade aan de turbine conservatief van aard.

Schade aan het schip

De verwachting is dat het schampen van een grotere 15 MW-windturbine wel degelijk grotere gevolgen kan hebben voor het schip. De sterkere, uitstekende constructieonderdelen van windturbines zouden de zwakkere scheepshuid kunnen doorboren. In de driftsituaties waar schade aan de scheepshuid wordt voorzien, is de verwachting dat de schade toeneemt. Afhankelijk van het type schip en locatie van de impact kunnen dit soort driftsituaties schade veroorzaken. Milieuschade door het lekragen van een brandstoftank of persoonlijk letsel wanneer bemannings- en passagiershutten zich direct achter de scheepshuid bevinden.

Uitgangspunt in de meeste onderzoeken is dat de windturbine niet operationeel is op moment dat een schip te dicht nadert. Met het in de windparken aanwezige veiligheidssysteem kan de draaiende rotor worden gestopt op moment dat een schip te dicht nadert. Falen van dit systeem wordt niet meegenomen in de omschreven kwantificering van de gevolgschade.

Persoonlijk letsel

Het uitgangspunt in deze studie en eerdere studies is dat persoonlijk letsel alleen te verwachten is wanneer de gondel met mast op het schip valt ("Gosmos" in Tabel 3-1). Daarmee wordt geen rekening gehouden met persoonlijk letsel die kan ontstaan doordat een schip een windturbine schampt ter hoogte van bemannings- of passagiersverblijven. Ook dit effect is onderdeel van de aanbeveling voor vervolgonderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van windturbines.

De verwachting is dat voor de grotere 15 MW-windturbine een sterkere constructie nodig zal zijn dan bij de kleinere (<5MW) windturbines waar de schadematrix op is gebaseerd. Door de sterkere constructie van de monopile is een grotere scheepsmassa nodig om schade toe te brengen aan de windturbine. Daar waar in de huidige schadematrix een varend schip van 1000GT al kan zorgen voor een vallende gondel op het schip, verschuift deze grens naar een schip met een grotere GT. De gehanteerde schadematrix is daarmee conservatief van aard voor persoonlijk letsel als gevolg van de vallende gondel.

Ladinguitstroom

Voor het bepalen van de uitstroom van olie en chemicaliën (stoffen die in de bulk van tankers vervoert worden en een "gevaar" kunnen vormen voor het milieu wanneer ze uitstromen) is in het verleden gebruik gemaakt van gemiddelde ladinggegevens (type stof en beladingsgraad) bepaald in 2004.

Aangenomen wordt dat de gemiddelde beladingsgraad van de schepen die olie vervoeren over de jaren heen niet significant gewijzigd is. Per jaar kan, door verschillende economische oorzaken, de gemiddelde hoeveelheid olie aan boord van schepen wel wijzigen, maar aangenomen wordt dat gemiddeld genomen de hoeveelheid olie aan boord gelijk is en afhankelijk van de scheepsgrootte.

Binnen de modelering van de uitstroom van olie en chemicaliën als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een vast object wordt nog uitgegaan van enkelwandige tankers (worst-case), echter sinds 2018 zijn deze volledig uit gefaseerd, dit betekent dat de uitgangspunten voor dit deel van de berekeningen niet meer in lijn zijn met de huidige vloot. Wel is de gevolgschade en daarmee de geschatte ladinguitstroom in SAMSON in 2017 aangepast voor schip-schip aanvaringen op basis van MARCOL (MARin COLLision model: mathematisch modellering gevolgschade schip als gevolg van een aanvaringsscenario), dit model is echter (nog) niet geschikt te gebruiken voor de gevolgschade aan een vast object.

De verwachting bestaat dat grotere windturbines (>10MW) meer schade aan de scheepshuid kunnen veroorzaken met meer uitstroom tot gevolg. Ook dit effect is onderdeel van de aanbeveling voor vervolgonderzoek naar de gevolgen van aanvaringen en aandrijvingen van windturbines.

Op basis van bovenstaande kanttekeningen met betrekking tot de huidige modelering van de uitstroom van olie als gevolg van een aanvaring met een turbine (beladingsgraad en enkelwandige tankers) en in afwachting van de resultaten van dit onderzoek is er daarom voor gekozen de uitstroom van bunker en landing olie niet op te nemen in dit rapport. De onzekerheid over de uitgangspunten van de bestaande modellering binnen SAMSON zijn "te groot" om een betrouwbaar resultaat te geven.

3.5 Effecten voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur en cumulatieve effecten

Wanneer er binnen het beleid voor gekozen wordt om de windparken af te sluiten ontstaat een "verboden" gebied voor alle scheepvaart met uitzondering van reparatie/onderhoudsvaartuigen. Sommige schepen moeten hierdoor een andere route volgen dan voor de bouw van het windpark. Hierdoor verandert het verkeersbeeld rond het windpark met een mogelijke verandering in de scheepvaartveiligheid als gevolg. In 2022 is een separate studie uitgevoerd in opdracht van RWS die de effecten op de scheepvaartveiligheid van Wind op Zee 2030 met doorkijk naar 2040 in kaart gebracht heeft [Ref 12.]. Hierbij zijn berekeningen uitgevoerd om het aantal aanvaringen tussen schepen, aanvaringen met platformen en windturbines te bepalen. Voor het bepalen van de effecten voor de scheepvaart als gevolg van de wijzigingen in de routestructuur wordt binnen deze huidige studie voor IJmuiden Ver gebruik gemaakt van de resultaten van deze cumulatieve studie.

Daarnaast is in 2020 een separate studie uitgevoerd naar de effecten van het gebruik van passagestroken in plaats van integrale doorvaart ([Ref 12.]). De conclusies hierbij was dat de aanvaaren aandrijffrequentie voor, met name het niet-routegebonden verkeer afnemen bij het gebruik van passage stroken in plaats van integrale doorvaart.

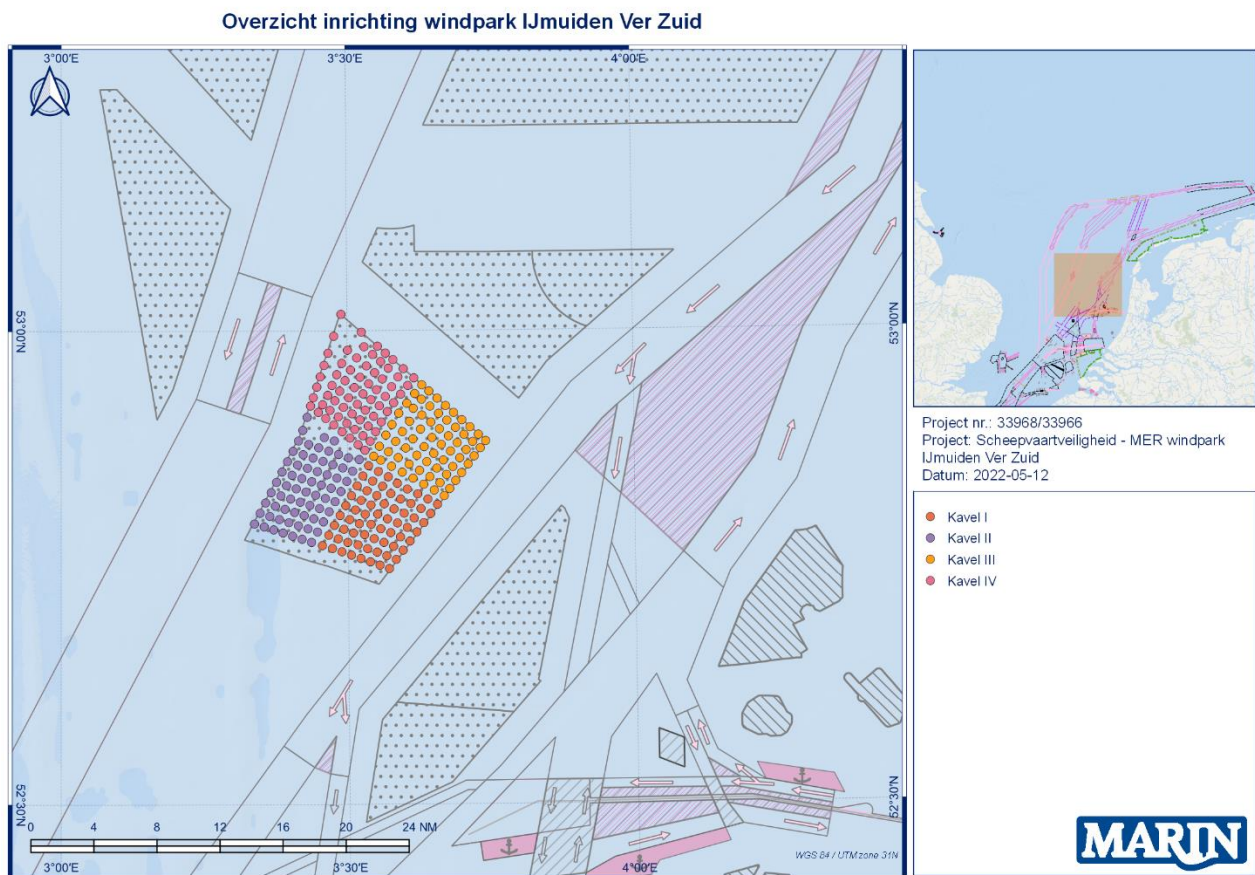
4 RESULTATEN

In 4.1 worden eerst de configuratie beschreven, gevolgd door de aanvaar- en aandrijffrequenties en de gevolgschade. Gedetailleerde resultaten van de kavel wordt gegeven in APPENDIX 1.

De routegebonden schepen worden in de tabellen verkort weergegeven met “R-schepen” en de niet-routegebonden schepen worden aangeduid met “N-schepen”. De overige effecten worden voor beide varianten beschreven vanaf paragraaf 4.3.

4.1 Configuratie

In overleg met de opdrachtgever is in deze studie één inrichtingsvariant doorgerekend voor windturbines geplaatst op een monopile met een vermogen van 15 MW. De diameter van de palen zijn 9 meter en die van de rotor 236 meter.



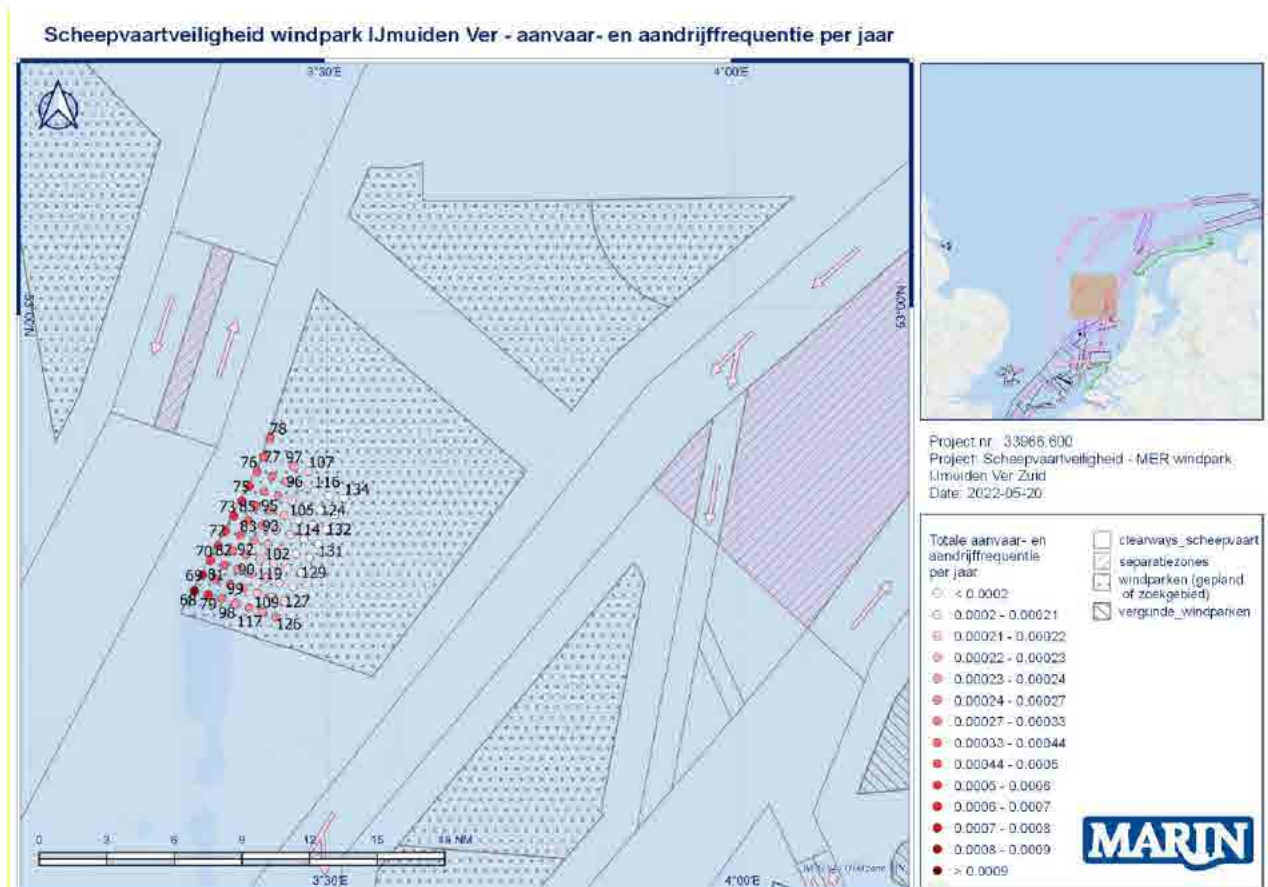
Figuur 4-1 Overzicht van de inrichting van windpark IJmuiden Ver

4.2 Aanvaar-/ aandrijffrequenties windenergiegebied

Door de aanwezigheid van het windpark is een nieuw type risico ontstaan op die locatie op zee, namelijk de kans dat een schip tegen één van de windturbines aanvaart (rammen) of aandrijft (driften). De frequenties voor deze ongevallen zijn bepaald met het SAMSON-model. De resultaten van deze berekening worden gegeven in termen van het aantal mogelijke aanvaringen of aandrijvingen per jaar voor elke windturbine afzonderlijk en voor het gehele windpark. In de modellering wordt rekening gehouden met de mogelijkheid dat 1 schip meerdere turbines raakt.

In Tabel A1-1 van de APPENDIX 1 staan de aanvaar- en aandrijffrequenties per windturbine door alle schepen.

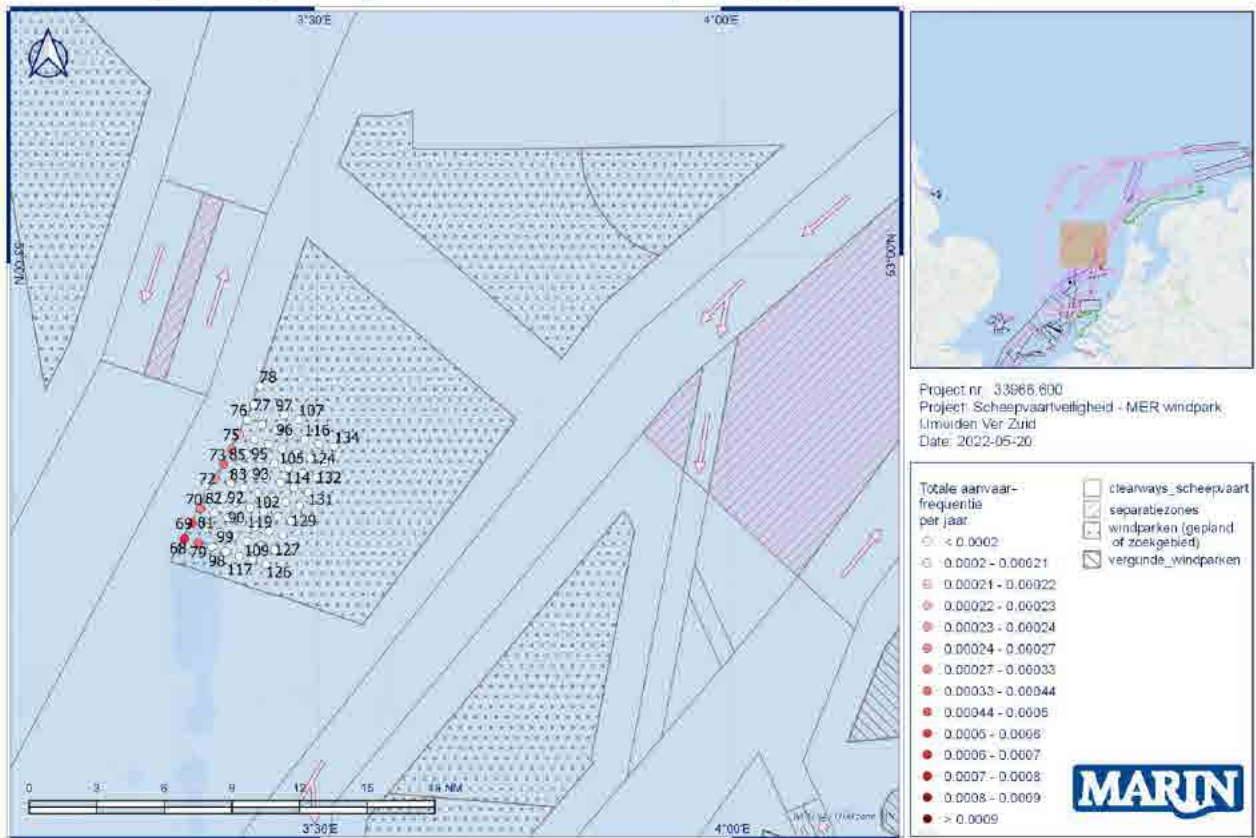
In Figuur 4-1 zijn grafisch de individuele aanvaar- en aandrijffrequenties voor alle turbines weergegeven. De getallen naast de turbines betreft de turbine nummering. Uit de tabellen en de verschillende figuren blijkt dat de windturbines in de (zuid)westelijke punt van de kavel relatief de hoogste aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. Dit wordt grotendeels veroorzaakt door de VSS-verkeerroute aan de westzijde van de locatie in combinatie met de routes aan de zuidkant.



Figuur 4-1 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen en aandrijffrequentie/driften per turbine

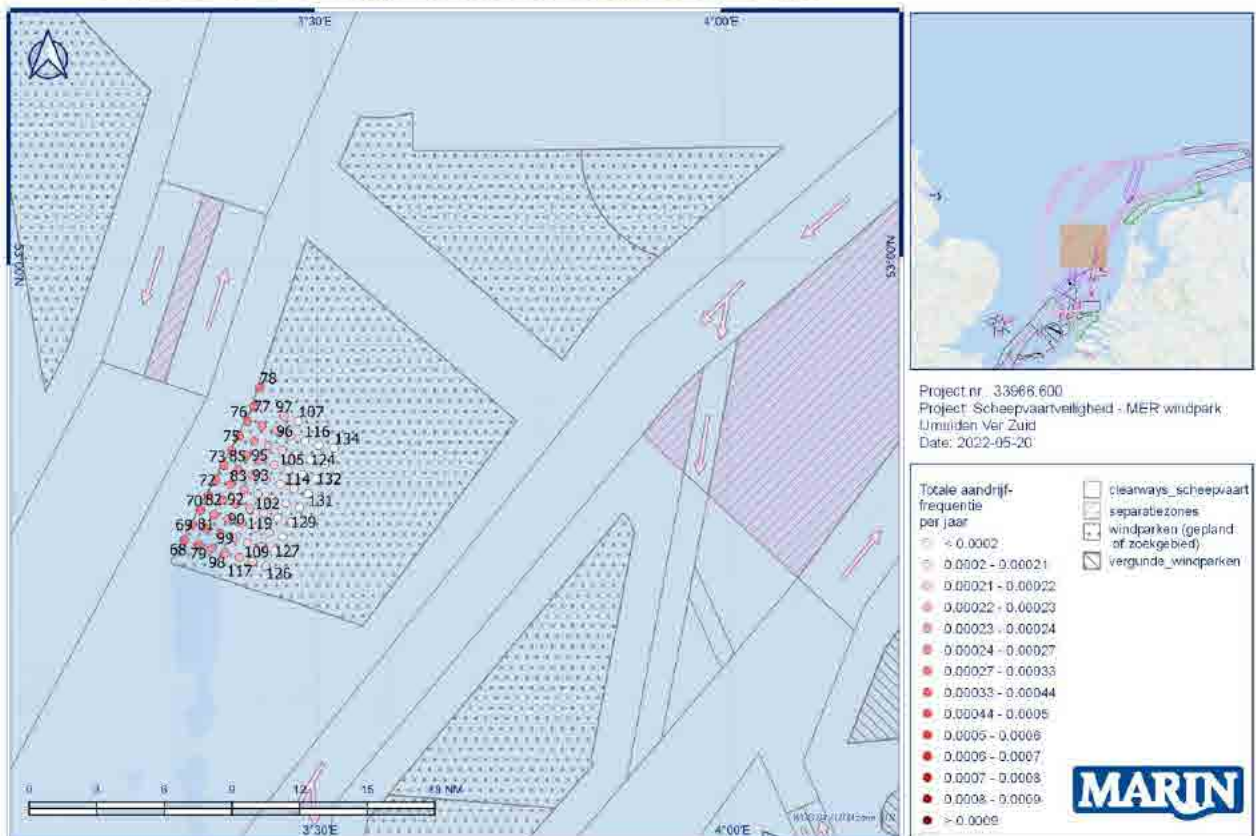
In Figuur 4-2 en Figuur 4-3 wordt de kans voor respectievelijk aanvaren en aandrijven gepresenteerd per turbine. Zichtbaar is dat zowel de kans op aandrijven als de kans op aanvaren met name gelieerd is aan het verkeer op het VSS aan de (zuid)westzijde van het windpark.

Scheepvaartveiligheid windpark IJmuiden Ver - aanvaarfrequentie per jaar



Figuur 4-2 Verwachte aanvaarfrequentie/rammen per turbine

Scheepvaartveiligheid windpark IJmuiden Ver - aandrijffrequentie per jaar



Figuur 4-3 Verwachte aandrijffrequentie/driften per turbine

Tabel 4-1 bevat de kans op een aanvaring/aandrijving per jaar, gesommeerd over alle windturbines. Hierbij zijn dus de totale aanvaar- en aandrijffrequentie weergegeven door zowel route- als niet-routegebonden verkeer. De totale aanvaar- en aandrijffrequentie voor de kavel is 0,0202, dit is equivalent aan eens per 49 jaar. In de tabel zijn ook de aanvaar- en aandrijffrequenties weergegeven voor het gehele wind energiegebied IJmuiden Ver (270 turbines).

Tabel 4-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor het windenergiegebied

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver totaal	270	0.0097	0.0155	0.0252	0.0587	0.0020	0.0608	0.0860	12
Kavel II	67	0.0024	0.0023	0.0047	0.0151	0.0004	0.0155	0.0202	49

Omdat de kansen ook afhangen van het aantal turbines, zijn in Tabel 4-2 de gemiddelde kansen per turbine gegeven. Hieruit blijkt dat de gemiddelde kans op aanvaring/aandrijving per turbine 0,000302 bedraagt, oftewel eens per 3314 jaar. In de tabel zijn ook de frequenties gegeven voor de turbine met de hoogste en laagste totale frequentie om de totale spreiding weer te geven. De totale frequentie voor aanvaringen plus aandrijvingen van de individuele turbines varieert tussen de eens in de 1048 jaar en 5209 jaar.

Wanneer de gemiddelde frequenties per turbine worden vergeleken met het gemiddelde over de kavels I-IV dan is de gemiddelde frequentie per turbine voor kavel I lager dan de gemiddelde frequentie per turbine voor alle vier de kavels.

Tabel 4-2 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen gemiddeld per turbine voor kavel II

Variant	turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar per turbine			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar per turbine			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
Gemiddeld alle turbines windpark	270	3.60E-05	5.72E-05	9.32E-05	2.18E-04	7.58E-06	2.25E-04	3.18E-04	3141
Gemiddeld alle turbines kavel	67	3.56E-05	3.45E-05	7.01E-05	2.25E-04	6.71E-06	2.32E-04	3.02E-04	3314
Turbine met maximale frequentie	Nr:68	4.05E-04	2.40E-04	6.45E-04	2.98E-04	1.15E-05	3.09E-04	9.54E-04	1048
Turbine met minimale frequentie	Nr:134	6.81E-07	4.25E-08	7.23E-07	1.87E-04	4.59E-06	1.91E-04	1.92E-04	5209

De turbine met de hoogste aanvaar- en aandrijfkans is turbine 68, dit is de turbine op de zuidwest hoek van de kavel.

Ten opzichte van de totale kans op aanvaar- en aandrijven is de kans op aandrijven (driften) is 73% en de kans op aanvaren (rammen) 27%. De kans op aandrijven wordt met name veroorzaakt door schepen in de categorieën olietankers, chemicaliën en GDC.

4.3 Gevolgschade

Deze paragraaf betreft de beschrijving van de uitkomsten van een kwantitatieve analyse naar de gevolgschade. Een nadere toelichting van en de aandachtspunten bij deze kwantificering van de gevolgschade wordt gegeven in paragraaf 3.4. Waar de gegeven aandachtspunten leiden tot een verwachte afwijking van de uitkomsten zal dat hier worden benoemd.

4.3.1 Schade aan het schip

Voor de gevolgschade aan het schip worden drie types onderscheiden: schade aan het schip in het geval dat de gondel en mastdeel op het schip valt na de aanvaring, alleen schade aan de scheepshuid en geen schade (zie 3.4.1). De frequentie van ieder type schade aan het schip is voor de eerste variant gegeven in Tabel A1-3 in de APPENDIX 1. De frequenties worden gegeven voor zeven verschillende scheepstypen. In de berekeningen wordt geen rekening gehouden met het verschil in funderingen en het feit dat aanvaringen met jackets tot meer schade aan het schip zullen leiden.

In Tabel 4-3 wordt voor het kavel het aandeel per scheepstype en per type schade in de totale frequentie gegeven. Zo is bijvoorbeeld te zien dat in circa 25% van de aanvaringen of aandrijvingen met een turbine er sprake is van schade aan de scheepshuid van een olietanker.

Onderstaande tabel geeft het aandeel in de aanvarings- of aandrijvingsfrequentie aan, waarbij het totaal aantal schepen 100% is. Dit houdt in dat er in circa 87% van de aanvaringen of aandrijvingen door alle scheepstypen schade aan de scheepshuid optreedt.

Tabel 4-3 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant, per scheepstype en soort schade

Scheepstype	IJmuiden Ver Kavel II			
	Soort schade			Totaal
	GosMos ⁴	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	0.5%	25.1%	0.0%	25.6%
Chemicaliëntanker	0.1%	17.7%	0.0%	17.8%
Gastanker	0.1%	5.9%	0.0%	6.0%
Container+ RoRo	0.1%	12.8%	0.0%	12.9%
Ferry	0.0%	2.0%	0.0%	2.0%
Overige R-schepen	0.2%	21.3%	0.4%	21.9%
N-schepen	0.1%	1.8%	11.8%	13.7%
Alle schepen	1.2%	86.5%	12.2%	100.0%

4.3.2 Schade aan de windturbines

Voor de gevolgschade aan de windturbines worden vier typen onderscheiden: geen schade, de turbine kan scheef gaan staan, de turbine kan omvallen, de gondel en mast kunnen op het schip vallen. De frequentie van deze verschillende typen is voor het gehele windpark gesommeerd weergegeven in Tabel A1-4 in de APPENDIX 1. In Tabel 4-4 is per type gevolgschade het aandeel in de totale aanvarings- en aandrijvingsfrequentie gegeven. Hieruit blijkt bijvoorbeeld dat voor circa 28% van de aanvaringen of aandrijvingen de turbine als gevolg ervan scheef staat.

⁴ Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

De verwachting bestaat gezien de kanttekeningen in paragraaf 3.4.3 dat de kans op een schip-turbine aanvaring waarbij geen schade aan de turbine ontstaat zal toenemen en daarmee de kans op een scheve en/of omgevallen turbine zal afnemen.

Tabel 4-4 Aandeel in de totale aanvarings- of aandrijvingsfrequentie per variant en type schade aan de turbine

Schade aan turbine	Kavel II	
	Aantal per jaar	Aandeel in frequentie
Geen	0.002473	12%
Scheef	0.005702	28%
Omvallen	0.011791	58%
GosMos	0.000250	1%
Totaal	0.020216	100%

Op basis van de gemiddelde massa van een bepaald scheepstype en scheepsgrootte en de gemiddelde snelheid kan de kinetische energie bepaald worden op het moment van 'impact'. De verdeling van de aanvaar/aandrijffrequenties voor de verschillende impactenergieniveaus is gegeven in Tabel A1-5.

Figuur A1-1 bevat nogmaals de aanvaringsfrequenties. Met deze figuur wordt weergegeven hoe vaak aanvaringen met een bepaalde impact voorkomen. Het aantal aanvaringen dat een impact heeft boven een bepaalde energiewaarde zal afnemen naarmate die drempelwaarde (op de y-as) toeneemt. De lijnen lopen dus richting de y-as. De oranje lijn valt bij 205 MJ samen met de y-as. Dit betekent dat er nooit aandrijvingen met een impact van meer dan 205 MJ plaatsvinden. De blauwe en grijze lijn vallen vanaf dat energieniveau samen. Alleen aanvaringen hebben dus een impact van meer dan 205 MJ.

4.3.3 Persoonlijk letsel

Persoonlijk letsel wordt veroorzaakt doordat de gondel en de mast op het dek van een schip kunnen vallen als gevolg van een aanvaring of aandrijving van een turbine. In Tabel A1-6 is voor het gehele kavel een overzicht gegeven van het aantal directe doden als gevolg van het op het dek vallen van de gondel en de mast.

Naast gevolgen voor personen door het vallen van een mast of gondel zijn ook andere scenario's denkbaar waarbij er gevolgen zijn voor personen aan boord, bijvoorbeeld wanneer een passagiersschip langs een turbine schampt en er schade aan de huid ontstaat ter hoogte van slaapvertrekken. Deze gevolgen zijn niet beschouwd in het onderzoek uitgevoerd in 2005 naar de gevolgschade. De gevolgen voor personen aan boord is dan ook zeker een belangrijk onderdeel in vervolgonderzoek naar schade aan schip en turbine na een aandrijving of aanvaring. Tijdens de uitvoering van de studie voor IJmuiden Ver was er nog onvoldoende kennis beschikbaar voor een goede kwantitatieve beschouwing van de gevolgen anders dan het letsel als gevolg van een vallende gondel en mast op het schip.

4.4 Effecten zichtlijnen kruisend verkeer

Schepen die elkaar naderen met kruisende koersen dienen tijdig vast te kunnen stellen of er gevaar voor aanvaring bestaat en dienen voldoende mogelijkheden c.q. ruimte te hebben om een mogelijke aanvaring te voorkomen. Daartoe dient men goed zicht op elkaar te hebben, zowel visueel als via de radar. Windturbineparken kunnen dit zicht belemmeren. Zowel visueel (windturbines blokkeren zicht op de navigatielichten van het schip) als op de radar (afscherming, valse echo's, windturbines geven o.a. dikke echo's op het scherm). Dit geldt zeer zeker waar zich vele windturbines tussen de beide schepen bevinden, en in mindere mate waar zich enkele windturbines tussen beide schepen bevinden. Echter, op het punt dat zich nog maar enkele windturbines tussen beide schepen bevinden, kunnen de schepen

elkaar al dicht genaderd zijn. De “Bepalingen ter voorkoming van aanvaring op zee” [Ref 8.] (artikel 8) eisen dat men tijdig en duidelijk actie onderneemt op basis van betrouwbare informatie.

In deze paragraaf wordt nagegaan in hoeverre het mogelijk is om tijdig actie te ondernemen op basis van betrouwbare informatie.

Om meer inzicht in de problematiek te verkrijgen is in het verleden een willekeurig windpark⁵ gebouwd (gemodelleerd) in het buitenbeeld van de full scale manoeuvreersimulator van het MARIN. In dit beeld zijn steeds twee kruisende schepen gemodelleerd. De navigator bestuurt het schip dat aan de westkant van het park van zuid naar noord vaart en een “collision avoidance manoeuvre” moet uitvoeren voor het andere schip dat aan de noordkant van het park van oost naar west vaart. De simulatorrun was zo samengesteld dat wanneer beide schepen niets zouden doen er een aanvaring zal plaatsvinden. Dit snijpunt van de kruisende koerslijnen wordt verder ‘kruispunt’ genoemd. De navigator heeft alle navigatiemiddelen (met uitzondering van AIS) ter beschikking. Het windpark en de verstoring van het windpark op achterliggende objecten, zijn gemodelleerd. De vraag was of de navigator in staat was om het andere kleine (om het probleem te vergroten), voor werkvaart representatieve, schip vroegtijdig te signaleren, de koers en snelheid van dit schip te bepalen en eventueel een manoeuvre in te zetten om de aanvaring te voorkomen.

Er is specifiek voor dit “worst-case” scenario gekozen omdat een schip in de ontmoetingssituatie, om een aanvaring te voorkomen, in eerste instantie naar stuurboord zal uitwijken. Hier doet zich dan een probleem voor omdat het windpark zich aan deze kant bevindt. Figuur 4-4 en Figuur 4-5 zijn twee opnames van wat men kan zien vanaf de brug van het eigen schip. Het eigen schip is het schip waarvoor in de simulator het buitenbeeld wordt geprojecteerd en dat bedienbaar is. In Figuur 4-4 is nog geen tweede schip te zien en in Figuur 4-5 is het tweede schip wel aanwezig (herkenbaar aan het rode stipje juist onder de horizon, links van de rij windturbines op 3/4 van de figuur). Het feit dat het tweede schip slecht te zien is, komt meer door de foto dan door de verstoring van de windturbines.

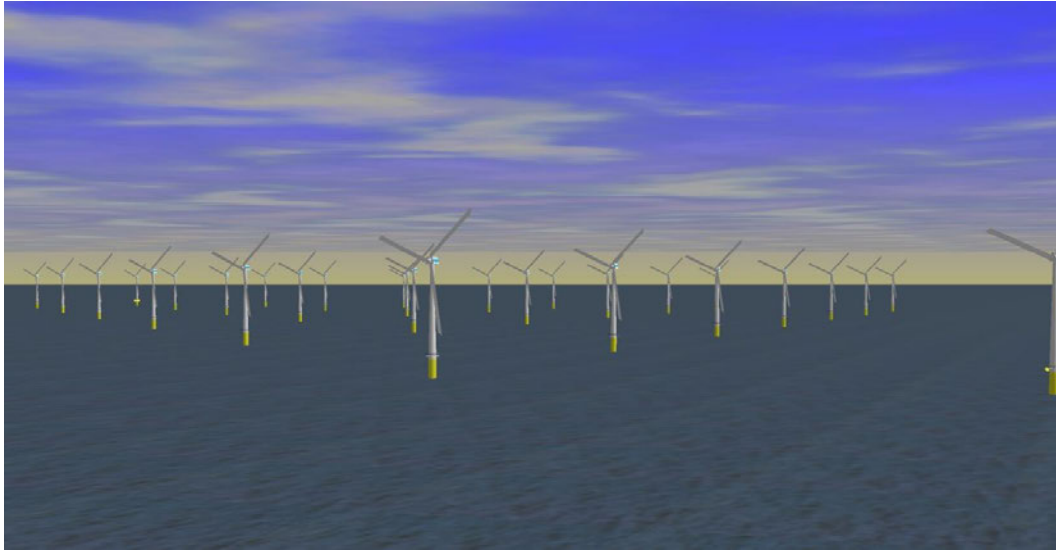
Voor dit scenario zijn de volgende parameters gevarieerd:

1. Dag en nacht;
2. Configuratie van het windpark;
3. Afstand tot het windpark.

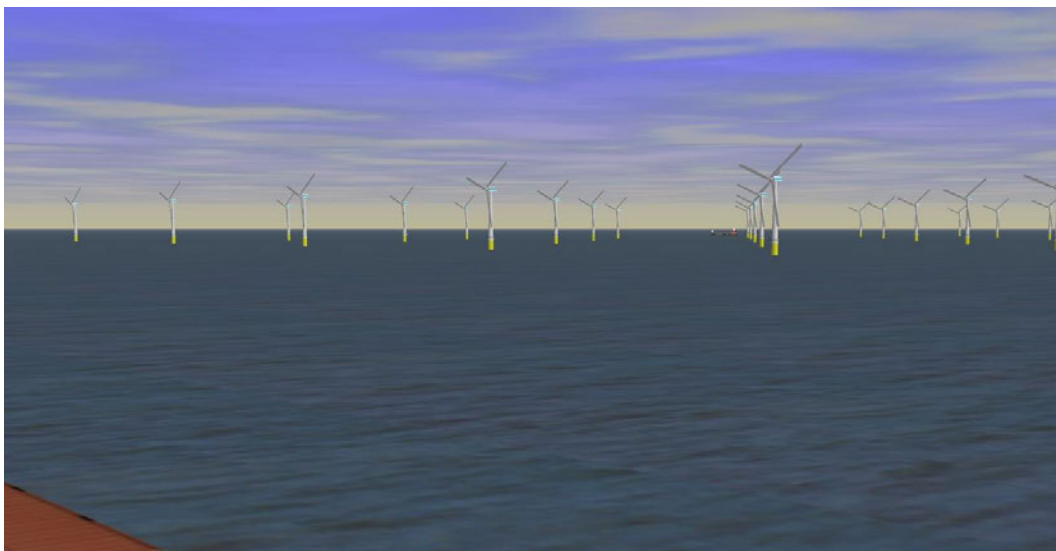
Op de simulator zijn drie windparken gemodelleerd:

1. een windpark met de windturbines op de hoekpunten van vierkanten;
2. een windpark met een versprongen opstelling;
3. een windpark zoals in de eerste optie, maar dan met een scherpe punt van 45°.

⁵ Het gaat hier om een willekeurig windpark en niet het specifieke windpark dat in deze studie wordt onderzocht.



Figuur 4-4 Windpark gezien vanaf het eigen schip



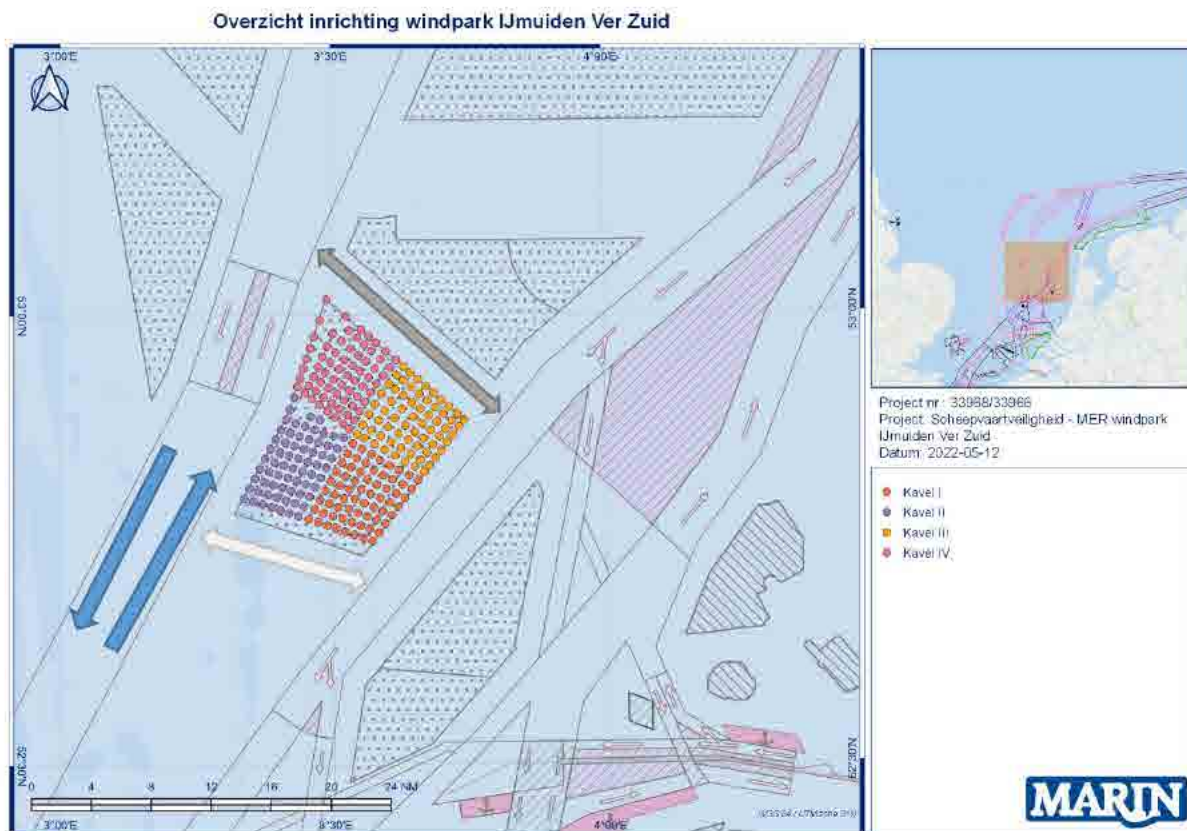
Figuur 4-5 Windpark gezien vanaf het schip met een klein schip in het buitenbeeld

De runs zijn uitgevoerd voor een passageafstand van 500 m en 1000 m voor beide schepen. In de vele runs die uitgevoerd zijn op de simulator kon het schip steeds tijdig gesignaleerd worden, zowel visueel als op de radar. Dit geeft echter geen garantie voor de praktijk, aangezien het moeilijk is alle omstandigheden waaronder radarverstoring en valse echo's optreden, exact te simuleren. In de praktijk kunnen er bovendien meer schepen varen die de uitwijkmanoeuvre kunnen bemoeilijken. Op de simulator is bovendien bekend dat er een schip achter het windpark vaart, waardoor men beter oplet en eerder reageert dan in de praktijk. Verder dient wel opgemerkt te worden dat, hoewel de wettige passeerafstand (maximaal) 500 m is, men in de praktijk op grotere afstand langs het windpark zal varen, juist om ervoor te zorgen dat men naar stuurboord kan uitwijken ("Preparedness" is een belangrijke eigenschap voor goed zeemanschap). Dit zal zeker worden gedaan door moeilijk manoeuvreerbare schepen. Bovendien komt de situatie zoals hier beschreven lang niet bij ieder windpark voor. Bij veel parken zorgt de normale scheepsafwikkeling, gegeven de herkomst en bestemming, vaak voor grotere afstanden tot het windpark dan de 500 en 1000 m die in de simulatorruns zijn gebruikt.

Met behulp van een simulatorstudie kunnen kwalitatieve uitspraken worden gedaan, maar is het onmogelijk om een bepaald risico te kwantificeren. In de simulatorstudie was de verstoring van het zicht en het radarbeeld niet zo groot dat dit direct tot onoverkomelijke problemen leidde, maar het is niet zeker of dit ook bij mist en neerslag het geval zou zijn.

Wanneer specifiek naar de situatie rond IJmuiden Ver – Kavel II gekeken wordt is zichtbaar dat, gelet op de verschillende verkeerroutes en verkeersstromen rond het park er weinig tot geen situaties zijn waarbij het Kavel II de zichtlijnen beïnvloedt. Aangenomen is dat er geen directe doorvaart door het windenergiegebied plaats mag vinden. Wel is er bestemmingsverkeer/werkvaart te verwachten. Dit betreft naar verwachting goed manoeuvreerbare schepen waarvoor de 2nm tot de VSS, en 500m tot overige niet-routegebonden verkeer, voldoende is qua zicht.

Aan de zuidkant van Kavel II kunnen (niet-routegebonden) schepen passeren in westelijke richting, deze zullen aan de zuidwestkant van het park de VSS kruisen, het windpark (Kavel II) vormt ook in dit geval geen directe zicht belemmering. Voor de schepen in oostwaartse richting is belemmering van het zicht door windturbines binnen Kavel II niet van toepassing.



Figuur 4-6 Verkeersstromen rond Kavel II

4.5 Effecten en overige risico's voor de scheepvaart als gevolg van een wijziging in de routestructuur

De afgelopen jaren zijn er verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de bouw van windparken op de Noordzee. In 2019 is een eerste onderzoek uitgevoerd: "cumulatieve effecten van de uitrol van Wind op Zee 2030 op de veiligheid van de scheepvaart" [Ref 11.]. Binnen dit onderzoek zijn met behulp van SAMSON verschillende berekeningen uitgevoerd [Ref 11.]. In 2021/2022 is een onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van de verschillende routekaarten wind op zee, inclusief een doorkijk naar 2040 ([Ref 12.]). Bij dit onderzoek zijn andere uitgangspunten gebruikt onder andere m.b.t. het doorvaart beleid. Bij het opstellen dan deze rapportage (IJmuiden Ver) is het rapport voor het onderzoek naar de doorkijk 2040 nog niet definitief goedgekeurd.

Om de effecten voor de scheepvaart als gevolg van de wijziging in de routestructuur te bepalen is binnen deze studie voor IJmuiden Ver – Kavel II gebruik gemaakt van de resultaten en conclusies van deze beide onderzoeken.

In APPENDIX 2 is de management samenvatting van het meest recentste onderzoek ([Ref 12.]) opgenomen. Op basis van beide onderzoeken kan geconcludeerd worden dat het cumulatieve effect van de verschillende windparken beperkt is op het aantal verwachte schip-schip aanvaringen. Wel is er een aanzienlijk effect op de kans op schip-turbine aanvaringen.

Vanuit het meest recente onderzoek (waarbij aangenomen is dat er geen doorvaart in de windparken plaatst zal vinden) is de totale verwachte aanvaar- en aandrijffrequentie (met een turbine) voor het scenario RK2030 (1281 turbines) 0,56 per jaar (eens in de 1,8 jaar). Voor het scenario RK2030+ waarbij de versnelling is mee genomen loopt deze frequentie op naar 0,987 (eens in de 1,0 jaar).

Door de ligging van IJmuiden Ver (gehele gebied) ten opzichte van de bestaande vaarbanen (VSS) heeft de aanleg van het windpark niet tot nauwelijks invloed op de route structuur op de Noordzee.

De algemene conclusies voor de effecten voor de scheepvaart als gevolg van wijziging van de routestructuur door IJmuiden Ver – is dat dit effect klein is.

4.6 Het effect van het werkverkeer op het risico

Binnen deze studie is, net als bij de in 2019 uitgevoerde studie naar cumulatieve effecten [Ref 11.], rekening gehouden met extra werkverkeer door de bouw van de windparken, de effecten van dit extra verkeer zijn dus meegenomen in de kwantitatieve analyse uitgevoerd met SAMSON

In APPENDIX 3 zijn de uitgangspunten toegelicht ten aanzien van verkeersgroei waaronder de verwachte groei van werkvaart. Voor windpark IJmuiden Ver is uitgegaan van het moederschipsscenario dat met een frequentie van 1x per week naar het windpark vaart en terug.

Een opmerking hierbij is dat de extra scheepsbewegingen die hierboven genoemd worden zijn het gemiddeld aantal verwachte scheepsbewegingen. Het aantal bewegingen zullen in de praktijk minder gelijkmatig verspreid zijn in de tijd, waardoor tijdelijke “pieken” in intensiteit in tijd en locatie plaats zullen vinden.

5 MAATREGELLEN

Om de effecten op de scheepvaartveiligheid te verkleinen zijn verschillende maatregelen denkbaar. Het bepalen van mogelijke maatregelen en het “vaststellen” van hun effectiviteit was ook onderdeel van de studie naar de cumulatieve effecten [Ref 11.]. Deze maatregelen en de effectiviteit zijn bepaald binnen verschillende expertsessies. Niet alle binnen [Ref 11.] voorgestelde maatregelen zijn opgenomen in dit hoofdstuk, dit omdat deze maatregelen met name effectief en relevant zijn wanneer naar het totaal plaatje van alle parken bij elkaar gekeken wordt. Voor “slechts” één park zijn sommige maatregelen wellicht minder relevant maar moeten worden gezien in het groter perspectief van het borgen van de scheepvaartveiligheid op de Noordzee. Een aantal relevante voorgestelde maatregelen is hieronder overgenomen.

5.1 Maatregelen voor de scheepvaartveiligheid

5.1.1 AIS-basestation en VHF-antenne

Sinds 1 januari 2005 zijn alle zeevaartschepen boven de 300 GT wettelijk verplicht om een AIS-transponder (Automatic Identification System), die de positie van het schip continu uitzendt, aan boord te hebben. In de buurt varende schepen kunnen deze signalen met hun eigen AIS ontvangen waarmee de positie, koers en snelheid van het andere schip bekend wordt. Als de AIS-dekking of capaciteit van infrastructuur niet voldoende is voor het scheepvaartaanbod, dan zullen de posities uit de AIS van schepen op de navigatiehulpmiddelen van alle gebruikers (zowel VTS/Kustwacht als varende schepen) niet correct zijn. In deze gevallen zal AIS haar updates prioriteren via haar eigen algoritmes. Hierdoor zullen sommige schepen niet meer worden weergegeven en zullen andere met een tijdsvertraging worden weergegeven; AIS kijkt dan af van de werkelijkheid en van de radar-posities. Om dit te voorkomen is de aanbevolen maatregel om het windpark uit te rusten met een AIS-basestation. Daarnaast is het aanbevolen om naast een dekkend AIS-beeld ook een dekkend radarbeeld te genereren, in ieder geval voor een zone van minimaal 2 nm om het windpark heen. Tenslotte is het aanbevolen om ook een VHF-antenne in het park geplaatst zodat Kustwacht met de scheepvaart kan communiceren.

5.1.2 Vessel Traffic Management (VTM) (bron [Ref 11.]

De experts verwachten dat een VTM in de zuidelijke Noordzee een geringe positieve invloed heeft en het aantal aanvaringen (iets) zal verminderen. VTM heeft een positieve bijdrage aan een veilige afwikkeling van het verkeer; het kan het verkeer waarschuwen voor onverwachte of afwijkende omstandigheden, dreigend gevaar en kan het coördinerend optreden in het geval van een calamiteit. Opgemerkt moet worden dat de verwachting is dat de VTM niet effectief is in het geval van een driftend schip anders dan het coördineren van assistentie en het informeren van andere schepen in het gebied. Bij het instellen van doorvaartbeperkingen in de windparken kan een VTM ook het middel zijn om naleving van de regels af te dwingen en het in- en uitvoegend verkeer in/van de VSS meer gecoördineerd te laten verlopen waardoor de kans op botsingen met doorvaarders en werkverkeer kan worden verlaagd.

Van groot belang is dat het VTM goed wordt ingericht. Dit betreft niet alleen de invulling op het Kustwachtcentrum, maar ook de sensoren waarvan gebruik gemaakt kan worden. VTM werkt alleen goed in combinatie met andere maatregelen (AIS- en VHF-gebruik en dekking in het gehele gebied). Uitbreiding van de dekking van VTM-sensoren (o.a. radar, AIS, VHF) is daarbij een randvoorwaarde. Om het effect van een VTM verder te vergroten is extra toezicht en handhaving genoemd om het effect op gedragsbeïnvloeding en alertheid te vergroten.

5.1.3 Aanvullende markering en identificatie windturbines in de windparken (bron [Ref 11.]

De experts zijn het er ook over eens dat goede verlichting, markering en identificatie van windturbines een preventieve werking heeft op aanvaringen met windturbines met name voor werkvaart, visserij en recreatievaart in de situatie met doorvaart. Dit kan bijvoorbeeld als randvoorwaarde in de vergunningen worden meegenomen.

5.2 Mitigerende maatregelen

5.2.1 ERTV (Emergency Rescue Towing Vessel) (bron [Ref 11.]

Zoals uit de berekeningen volgt, vormt aandrijven een aanzienlijk deel van het risico. Een aandrijving, als gevolg van een storing in de voortstuwing wordt voorkomen wanneer het schip voor anker kan gaan of de storing op tijd verholpen wordt. Met deze processen is in de berekening rekening gehouden.

Een derde mogelijkheid waardoor de storing niet tot een aandrijving leidt is wanneer de drifter vroegtijdig wordt opgevangen door een sleepboot.

Een sleepboot van de Nederlandse overheid (ERTV, Emergency Rescue Towing Vessel) wordt naar een drifter gestuurd zodra er een melding binnenkomt bij de Kustwacht. Een dergelijke ERTV kan een aandrijving voorkomen wanneer het schip de drifter kan bereiken voordat een windturbine wordt geraakt.

Algemeen wordt ondersteund dat de inzet van een of meer ERTV's in het gebied effectief is bij de opvang van driftende schepen en een mitigerende werking heeft bij aanvaringen en aandrijvingen met andere schepen en of windturbines. Wel moet hierbij worden opgemerkt dat ERTV's weinig effect sorteren voor schepen die dicht bij windturbineparken een stuurfout maken dan wel kampen met technisch falen. Dan is de beschikbare responsetijd te kort. Wel zou een ERTV effectief kunnen zijn om te verhinderen dat een schip verder een windpark in drijft, en dus meer schade kan voorkomen. Om de effectiviteit van de maatregel te kunnen bepalen is nader onderzoek noodzakelijk. Het aanpassen van de afstand tussen windparken en de scheepvaartroutes (herschikking windparken) heeft ook effect op het aantal ERTV's dat nodig is en dus ook op de kosten voor ERTV's. Het gebruik van ERTV's is veruit de duurste mitigerende maatregel.

5.2.2 Extra SAR-capaciteit (bron [Ref 11.]

Dit heeft met name impact op de gevolgen van ongevallen voor bemanningen van schepen en werknemers in de windparken. Het is effectief voor alle schepen maar vanuit de expertgroep wordt er vooral gekeken naar recreatievaart, omdat die groep vaak het minst zelfredzaam is ten opzichte van de andere scheepvaart. De SAR-capaciteit dicht bij de kust is goed voorzien met de inzet van de KNMR en de SAR-helikopter van de Kustwacht. Incidenten verder op zee en vooral in windparken bij slechte omstandigheden wanneer de helikopter maar beperkt inzetbaar is, vragen mogelijk extra voorzieningen. De aanvaartijden vanaf het land worden dan beperkend. Dit is ook op te lossen door SAR-capaciteit te realiseren aan boord van ERTV's of aan boord van andere schepen zoals bijvoorbeeld een Kustwacht multipurpose vaartuig (MPV) in het gebied.

5.2.3 Oliebestrijding (bron [Ref 11.]

Het risico op olieverontreiniging (na incidenten) zal enigszins toenemen door toename van de kans op aanvaringen tussen schepen en turbines. Aanvullende capaciteit voor oliebestrijding kan worden gerealiseerd door de nieuwe ERTV en MPV uit te rusten met bestrijdingsmiddelen.

5.2.4 Fysieke beveiliging windparken

MARIN doet momenteel onderzoek in het open innovatieproject 'Vangrails op Zee' naar een barrière als een van de mogelijke mitigerende maatregelen voor het voorkomen van aandrijvingen met offshore windparken. Doel hierbij is om te onderzoeken of aandrijvingen tussen schepen en offshore energieparken voorkomen kunnen worden met een barrière tussen de vaarroute (of ankergebied) en een energiepark.

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

6.1 Conclusies

Voor Kavel I-IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekeningen uitgevoerd naar de aanvaaren aandrijffrequenties van de turbines. Als uitgangspunt voor de berekeningen is de verkeersdatabase gebruikt die is aangemaakt voor de meest recentste MARIN studie naar de cumulatieve effecten van wind op zee voor de versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040 [Ref 12.]. Omdat binnen dit onderzoek geen rekening is gehouden met verkeersgroei tot 2030 is deze verkeersdatabase aangepast met de geprognostiseerde groeicijfers zoals die ook gebruikt zijn in eerdere studies en MER-procedures.

Belangrijk uitgangspunt in deze verkeersdatabase is dat wordt uitgegaan van geen integrale doorvaart of doorvaart in passages in IJmuiden Ver. Alle passerend verkeer vaart dus langs het windpark. Alleen bestemmingsverkeer (werkvaart) zal in de toekomst binnen het park varen, maar deze schepen zijn niet mee genomen in de analyse.

Tabel 6-1 geeft de totale aanvaar- en aandrijffrequenties, Voor Kavel II is dit eens in de 49 jaar. De gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie ligt voor deze kavel iets lager dan de gemiddelde frequentie per turbine voor alle vier de kavels binnen IJmuiden Ver. De aandrijffrequentie is beduidend hoger dan de aanvaarfrequentie, waarbij de turbines langs de VSS aan de westzijde van het park zowel de hoogste aandrijf- als aanvaarfrequentie hebben. De kans op aandrijven wordt met name veroorzaakt door schepen in de categorieën olietankers, chemicaliën en GDC.

Tabel 6-1 Verwacht aantal aanvaringen/aandrijvingen per jaar voor het windenergiegebied

Variant	Aantal turbines	Aantal aanvaringen (rammen) per jaar			Aantal aandrijvingen (driften) per jaar			Totaal aantal per jaar	Eens per ... jaar
		R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal		
IJmuiden Ver totaal	270	0.0097	0.0155	0.0252	0.0587	0.0020	0.0608	0.0860	12
Kavel II	67	0.0024	0.0023	0.0047	0.0151	0.0004	0.0155	0.0202	49

6.2 Aanbevelingen

Wat betreft preventieve en mitigerende maatregelen zijn er geen nieuwe inzichten ten opzichte eerdere uitgevoerde windparkstudies. Details over deze maatregelen staan vermeld in hoofdstuk 5.

Huidige resultaten zijn op basis van het huidige beleid om geen integrale doorvaart toe te staan. Indien er in de toekomst wordt besloten om toch integrale doorvaart of medegebruik in Kavel III van IJmuiden Ver toe te staan, zal deze studie heroverwogen dan wel aangepast moeten worden.

REFERENTIES

- [Ref 1.] C. van der Tak, J.H. de Jong
Safety Management Assessment Ranking Tool (SMART)
8th International Symposium on Vessel Traffic Services 1996
- [Ref 2.] W.E. Walker, M. Pöyhönen, C. van der Tak, J.H. de Jong
POLSSS - Policy for Sea Shipping Safety, Executive Summary
RAND Europe and MARIN, December 1998
- [Ref 3.] C. van der Tak
Risico voor de scheepvaart bij aanwijzing windgebied "Hollandse Kust"
MARIN, 26455-2-MSCN-rev.4, 19 september 2013
- [Ref 4.] L. van Schaijk
Netwerkevaluatie Noordzee na invoering nieuwe stelsel
MARIN, 27918-1-MSCN-rev.2, 7 november 2014
- [Ref 5.] J. Barentse
Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie Jacobs
Comprimo Nederland, juli 2000
- [Ref 6.] Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Abschlussberichts der Unterarbeitsgruppe "Parameter für Risikoanalysen"
BSH 2005
- [Ref 7.] Y. Koldenhof, C. van der Tak
Risico vervoer (milieu)gevaarlijke stoffen op zee
MARIN, 19287.630/4, juli 2004
- [Ref 8.] Verdrag inzake de Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee
(COLREGs)
Londen, 1972
- [Ref 9.] L. van Schaijk
Actualisatie SAMSON – Niet-routegebonden verkeersdatabase
MARIN, 28556.602-1-MSCN-rev.0, 15 maart 2016
- [Ref 10.] M.I. Hermans, W.H. van Iperen
Effecten op scheepvaartveiligheid voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) –
Veiligheidsstudie voor kavel IV
MARIN, 28955-4-MSCN-rev.0, 17 februari 2017

- [Ref 11.] J.T.M. van Doorn, A.M. Duursma, Y. Koldenhof, J. Valstar
WIND OP ZEE 2030: Gevolgen voor scheepvaartveiligheid en mogelijke mitigerende maatregelen.
MARIN, 31132-3-MSCN-rev.1.0, 13 mei 2019
- [Ref 12.] Y. Koldenhof
SAMSON-analyse Wind op Zee; versnellingsopgave 2030 met doorkijk naar 2040
MARIN, 31797-1-MO-rev.1.0, augustus 2022
- [Ref 13.] H. Huisman, Y. Koldenhof
FSA Routing Baltic
MARIN, 32774-1-MO-rev,1,0, 29 oktober 2021
- [Ref 14.] J.H.A. van Rooij
Investigation of ship impact against wind turbine foundations in the Dutch part of the North Sea
HVR engineering, 081.R030.M006, 9 december 2020

APPENDICES

APPENDIX 1 RESULTATEN WINDPARK IJMUIDEN VER KAVEL II

Tabel A1-1 Locatie, aanvaar- en aandrijfkansen per turbine voor alle verkeer voor Kavel II

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de ... jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
kavel2_wt68	4.0468E-04	2.4025E-04	2.9755E-04	1.1460E-05	9.5394E-04	1048
kavel2_wt69	2.8729E-04	1.5309E-04	2.8941E-04	1.0536E-05	7.4033E-04	1351
kavel2_wt70	2.0115E-04	8.1175E-05	2.8331E-04	9.2081E-06	5.7485E-04	1740
kavel2_wt71	1.4037E-04	4.0464E-05	2.7500E-04	8.4013E-06	4.6423E-04	2154
kavel2_wt72	1.0469E-04	1.6221E-04	2.7468E-04	9.2775E-06	5.5086E-04	1815
kavel2_wt73	8.6753E-05	2.6713E-04	2.7057E-04	1.0453E-05	6.3491E-04	1575
kavel2_wt74	7.8195E-05	2.2910E-04	2.6804E-04	1.0308E-05	5.8564E-04	1708
kavel2_wt75	6.8159E-05	1.5855E-04	2.6665E-04	1.0031E-05	5.0339E-04	1987
kavel2_wt76	5.8015E-05	8.5168E-05	2.6481E-04	8.8921E-06	4.1689E-04	2399
kavel2_wt77	4.7491E-05	3.6580E-05	2.6399E-04	8.3602E-06	3.5642E-04	2806
kavel2_wt78	4.7738E-05	7.5699E-05	2.6721E-04	8.4959E-06	3.9915E-04	2505
kavel2_wt79	2.3360E-04	1.1171E-04	2.6552E-04	9.7100E-06	6.2054E-04	1611
kavel2_wt80	1.0424E-04	3.8285E-05	2.5771E-04	8.4560E-06	4.0869E-04	2447
kavel2_wt81	5.9164E-05	1.3243E-05	2.5265E-04	7.2867E-06	3.3234E-04	3009
kavel2_wt82	4.1878E-05	1.9217E-05	2.4622E-04	7.1480E-06	3.1447E-04	3180
kavel2_wt83	3.3819E-05	7.2606E-05	2.4571E-04	7.5830E-06	3.5972E-04	2780
kavel2_wt84	2.9751E-05	1.5288E-04	2.4378E-04	8.5406E-06	4.3495E-04	2299
kavel2_wt85	2.6928E-05	9.8380E-05	2.4020E-04	8.3629E-06	3.7387E-04	2675
kavel2_wt86	2.5795E-05	3.1895E-05	2.3956E-04	7.6860E-06	3.0494E-04	3279
kavel2_wt87	2.4209E-05	1.0385E-05	2.3768E-04	6.8789E-06	2.7915E-04	3582
kavel2_wt88	4.8386E-05	2.4462E-05	2.4130E-04	7.9171E-06	3.2207E-04	3105
kavel2_wt89	2.8600E-05	7.9948E-06	2.3661E-04	7.2774E-06	2.8048E-04	3565
kavel2_wt90	1.9516E-05	3.9617E-06	2.3175E-04	6.5656E-06	2.6179E-04	3820
kavel2_wt91	1.5239E-05	5.3931E-06	2.2850E-04	6.1406E-06	2.5527E-04	3917
kavel2_wt92	1.2435E-05	2.3250E-05	2.2538E-04	6.4489E-06	2.6751E-04	3738
kavel2_wt93	1.0996E-05	3.1886E-05	2.2461E-04	6.5062E-06	2.7400E-04	3650
kavel2_wt94	1.0356E-05	1.1797E-05	2.2326E-04	6.3876E-06	2.5180E-04	3971
kavel2_wt95	9.7760E-06	4.4337E-06	2.2121E-04	6.0546E-06	2.4147E-04	4141
kavel2_wt96	9.3816E-06	2.1105E-06	2.1841E-04	5.8147E-06	2.3571E-04	4242
kavel2_wt97	9.3195E-06	1.5529E-06	2.1751E-04	5.5699E-06	2.3396E-04	4274
kavel2_wt98	1.4902E-05	1.0771E-05	2.2655E-04	7.1822E-06	2.5940E-04	3855
kavel2_wt99	9.9356E-06	3.2653E-06	2.2331E-04	6.4977E-06	2.4301E-04	4115
kavel2_wt100	7.3242E-06	1.8768E-06	2.2017E-04	6.2698E-06	2.3564E-04	4244
kavel2_wt101	5.7848E-06	2.0233E-06	2.1527E-04	5.7849E-06	2.2886E-04	4369
kavel2_wt102	5.0110E-06	3.2618E-06	2.1308E-04	5.6502E-06	2.2701E-04	4405
kavel2_wt103	4.5478E-06	3.4785E-06	2.1249E-04	5.5975E-06	2.2611E-04	4423
kavel2_wt104	4.1533E-06	1.7175E-06	2.0902E-04	5.4125E-06	2.2030E-04	4539
kavel2_wt105	3.9524E-06	9.0595E-07	2.0713E-04	5.2534E-06	2.1724E-04	4603
kavel2_wt106	3.7220E-06	6.1233E-07	2.0742E-04	5.2965E-06	2.1705E-04	4607
kavel2_wt107	3.6254E-06	5.7160E-07	2.0457E-04	5.1902E-06	2.1396E-04	4674
kavel2_wt108	5.5137E-06	1.1513E-05	2.1605E-04	6.9989E-06	2.4008E-04	4165
kavel2_wt109	3.9116E-06	2.5028E-06	2.1303E-04	6.4126E-06	2.2586E-04	4428
kavel2_wt110	2.9486E-06	1.1146E-06	2.1181E-04	5.9776E-06	2.2185E-04	4507
kavel2_wt111	2.4189E-06	6.7001E-07	2.0622E-04	5.5583E-06	2.1487E-04	4654
kavel2_wt112	2.1008E-06	7.0210E-07	2.0522E-04	5.1870E-06	2.1321E-04	4690
kavel2_wt113	1.9530E-06	5.7319E-07	2.0368E-04	5.0532E-06	2.1126E-04	4733
kavel2_wt114	1.8349E-06	4.0323E-07	2.0056E-04	4.9120E-06	2.0771E-04	4814
kavel2_wt115	1.7274E-06	2.7507E-07	1.9892E-04	5.0271E-06	2.0595E-04	4856
kavel2_wt116	1.6362E-06	2.1513E-07	1.9836E-04	4.9382E-06	2.0515E-04	4875
kavel2_wt117	2.4496E-06	2.1640E-05	2.0835E-04	7.4063E-06	2.3985E-04	4169
kavel2_wt118	1.8192E-06	3.9786E-06	2.0575E-04	6.2907E-06	2.1783E-04	4591
kavel2_wt119	1.3863E-06	8.9008E-07	2.0459E-04	5.9507E-06	2.1282E-04	4699
kavel2_wt120	1.0990E-06	6.1548E-07	1.9978E-04	5.5632E-06	2.0705E-04	4830
kavel2_wt121	9.1886E-07	2.1965E-07	1.9962E-04	5.0010E-06	2.0576E-04	4860
kavel2_wt122	8.9734E-07	1.9425E-07	1.9837E-04	5.0219E-06	2.0449E-04	4890
kavel2_wt123	9.4053E-07	1.3649E-07	1.9471E-04	4.8638E-06	2.0065E-04	4984
kavel2_wt124	9.2558E-07	1.0301E-07	1.9338E-04	4.9504E-06	1.9936E-04	5016
kavel2_wt125	8.8138E-07	8.6010E-08	1.9041E-04	4.6924E-06	1.9607E-04	5100

Windturbine	Rammen		Driften		Totaal	Eens in de ... jaar
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
kavel2_wt126	1.3970E-06	3.6411E-05	2.0575E-04	7.8377E-06	2.5140E-04	3978
kavel2_wt127	1.1447E-06	5.7848E-06	2.0305E-04	6.6053E-06	2.1659E-04	4617
kavel2_wt128	9.4445E-07	7.7207E-07	2.0022E-04	5.7247E-06	2.0766E-04	4816
kavel2_wt129	7.2607E-07	3.5059E-07	1.9697E-04	5.4217E-06	2.0347E-04	4915
kavel2_wt130	5.2321E-07	1.1425E-07	1.9643E-04	5.1856E-06	2.0226E-04	4944
kavel2_wt131	4.5380E-07	8.1258E-08	1.9412E-04	5.0069E-06	1.9966E-04	5008
kavel2_wt132	5.4097E-07	6.5348E-08	1.9122E-04	4.8995E-06	1.9672E-04	5083
kavel2_wt133	6.7783E-07	4.9153E-08	1.8931E-04	4.6566E-06	1.9469E-04	5136
kavel2_wt134	6.8063E-07	4.2472E-08	1.8665E-04	4.5945E-06	1.9197E-04	5209
Totaal per jaar	2.3833E-03	2.3128E-03	1.5070E-02	4.4963E-04	2.0216E-02	49
Dit is een in ... jaar	420	432	66	2224	49	

Tabel A1-2 Totaal aantal aanvaringen/aandrijvingen voor alle verkeer voor Kavel II

Scheepstype	Rammen		Driften		Totaal	
	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar	Aantal per jaar	Eens in de ... jaar
R-schepen	0.00238	420	0.01507	66	0.01745	57
N-schepen	0.00231	432	0.00045	2224	0.00276	362
Totaal	0.00470	213	0.01552	64	0.02022	49

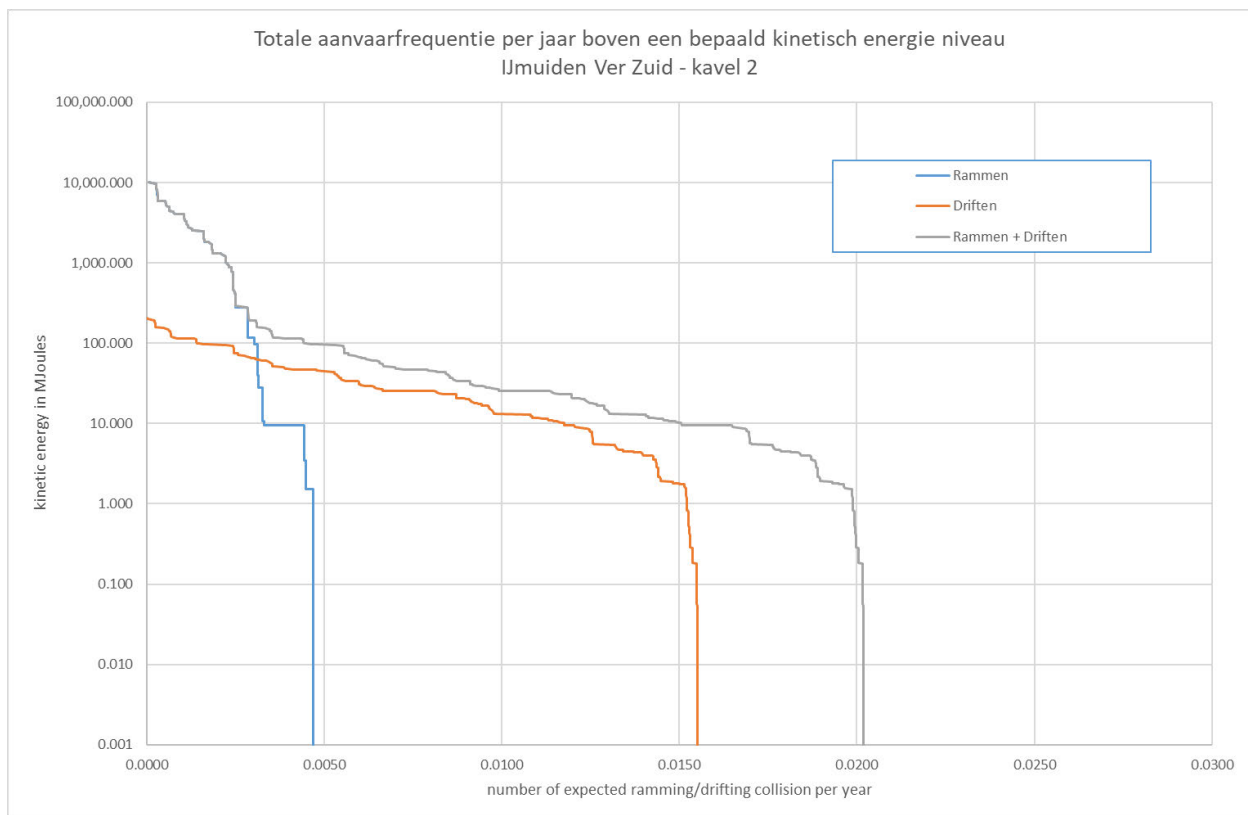
Tabel A1-3 Kans op een bepaalde schadesoort veroorzaakt door de verschillende scheepstypen

Scheepstype	Soort schade			Totaal
	GosMos ¹	schade aan scheepshuid	geen schade	
Olietanker	1.0023E-04	5.0787E-03	1.3531E-06	5.1803E-03
Chemicaliëntanker	3.0141E-05	3.5697E-03	2.8066E-06	3.6027E-03
Gastanker	2.4960E-05	1.1949E-03	0.0000E+00	1.2199E-03
Container+ RoRo	2.9643E-05	2.5811E-03	4.6509E-08	2.6107E-03
Ferry	4.6932E-06	3.9685E-04	1.9719E-06	4.0351E-04
Overige R-schepen	4.4754E-05	4.3057E-03	8.6072E-05	4.4365E-03
N-schepen	1.5638E-05	3.6576E-04	2.3811E-03	2.7625E-03
Totaal	2.5006E-04	1.7493E-02	2.4733E-03	2.0216E-02

¹ Gondel en mastdeel vallen op schip na plastische vervorming

Tabel A1-4 Schade aan het totale windpark

Schade aan turbine	Rammen				Driften		Totaal		Aantal per jaar	Eens in de ... jaar
	frontaal		Schampen		R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen		
	R-schepen	N-schepen	R-schepen	N-schepen						
Geen	0.00E+00	1.54E-04	3.99E-09	1.79E-03	9.22E-05	4.33E-04	9.23E-05	2.38E-03	2.47E-03	404
Scheef	4.44E-10	4.53E-05	0.00E+00	6.46E-05	3.30E-03	1.41E-05	3.30E-03	1.24E-04	3.42E-03	292
Omvallen	2.14E-04	2.91E-05	1.93E-03	2.10E-04	1.17E-02	2.45E-06	1.38E-02	2.42E-04	1.41E-02	71
GosMos ¹	2.38E-05	2.84E-06	2.11E-04	1.28E-05	0.00E+00	0.00E+00	2.34E-04	1.56E-05	2.50E-04	3999
Totaal	2.38E-04	2.31E-04	2.14E-03	2.08E-03	1.51E-02	4.50E-04	1.75E-02	2.76E-03	2.02E-02	49



Figuur A1-1 Totale aanvaringsfrequentie per jaar boven een bepaald kinetisch energieniveau voor alle verkeer

Tabel A1-5 Verdeling aanvaar- en aandrijfkansen over de scheepstypen en energieklassen voor alle windturbines

Kinetische energie in MJ	Rammen			Driften			Totaal		
	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal	R-schepen	N-schepen	Totaal
<1	0.0%	0.1%	0.1%	0.1%	1.4%	1.6%	0.1%	1.5%	1.7%
1-3	0.0%	0.9%	0.9%	3.9%	0.3%	4.2%	3.9%	1.2%	5.1%
3-5	0.0%	0.2%	0.2%	5.3%	0.3%	5.6%	5.3%	0.6%	5.9%
5-10	0.0%	5.6%	5.6%	7.1%	0.1%	7.3%	7.1%	5.7%	12.8%
10-15	0.0%	0.3%	0.3%	10.5%	0.0%	10.5%	10.5%	0.3%	10.8%
15-50	0.0%	0.7%	0.7%	28.5%	0.1%	28.5%	28.5%	0.7%	29.2%
50-100	0.0%	0.5%	0.5%	12.0%	0.0%	12.1%	12.1%	0.5%	12.5%
100-200	0.1%	0.8%	0.9%	6.9%	0.0%	6.9%	7.0%	0.8%	7.8%
>200	11.7%	2.4%	14.1%	0.2%	0.0%	0.2%	11.9%	2.4%	14.2%
Totaal	11.8%	11.4%	23.2%	74.5%	2.2%	76.8%	86.3%	13.7%	100.0%

Tabel A1-6 Overlijdensrisico bij aanvaren en aandrijven van een windturbine waarbij de mast met gondel op het schip valt

Scheepstype	Aanvaringstype Aantal per jaar		Samen eens in de ...jaar	Directe doden	
	Frontaal	Schampen		Gemiddeld aantal doden per keer	Gemiddeld aantal doden per jaar
Olietanker	6.0496E-08	5.3841E-07	1669722	1.5061	0.000001
Chemicaliëntanker	1.6747E-08	1.3448E-07	6612746	1.6270	0.000000
Gastanker	1.9284E-07	9.5412E-07	871869	0.8352	0.000001
Container + RoRo	1.9120E-05	1.7204E-04	5231	2.3993	0.000459
Ferry	5.0928E-07	4.5832E-06	196369	98.5232	0.000502
Overige R-schepen	1.8807E-06	1.6798E-05	53536	1.5249	0.000028
N-schepen	3.2568E-06	1.3820E-05	58560	0.3610	0.000006
Totaal	2.5037E-05	2.0887E-04	4275	4.2630	0.000997

APPENDIX 2 SAMENVATTING SAMSON-ANALYSE WIND OP ZEE [REF 12.]

Inleiding

In de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ) van de Noordzee worden tot 2030 een groot aantal windparken gebouwd. Dit heeft, zonder aanvullende maatregelen, een effect op de veiligheid van de scheepvaart op dit drukke deel van de Noordzee. Om deze effecten in kaart te brengen is onder andere door MARIN in 2018 en 2019 een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de cumulatieve effecten van bestaande en toekomstige windparken op de veiligheid van de scheepvaart ([Ref 1.]). Bij dit onderzoek zijn zowel kwantitatieve als kwalitatieve methoden gebruikt. Binnen dit onderzoek is ook onderzocht welke maatregelen genomen kunnen worden om het risico te verkleinen.

De ontwikkelingen rond de inrichting en de locaties van windparken hebben ervoor gezorgd dat er aanpassingen zijn gedaan aan de toen doorgerekende scenario's [Ref 1.]. Daarom heeft Rijkswaterstaat (RWS) aan MARIN gevraagd de effecten op de scheepvaartveiligheid van drie aanvullende ruimtelijke scenario's in kaart te brengen. Hierbij ligt de focus dit keer alleen op het bepalen van de kwantitatieve effecten op de scheepvaartveiligheid; het doorrekenen van de scenario's gebeurt met het scheepvaartveiligheidsrekenmodel SAMSON (Safety Assessment Model for Shipping Offshore and North Sea). Met behulp van SAMSON worden binnen dit onderzoek de frequenties bepaald voor schip-schip aanvaringen en die van aanvaringen en aandrijvingen van schepen met windturbine.

Doel

De onderzoeksvraag voor het project is: *Wat zijn de cumulatieve en lokale effecten van drie verschillende ruimtelijke gebiedsscenario's met windparken op de scheepvaartveiligheid?*

De effecten op de scheepvaartveiligheid binnen dit onderzoek worden bepaald met behulp van SAMSON en bevatten:

- Het aantal verwachte schip-schip aanvaringen in de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ);
- De aanvaar- en aandrijffrequentie voor de bestaande offshore platformen (olie en gas)
- De totale aanvaar- en aandrijffrequentie met windturbines binnen de verschillende gebiedsscenario's met windparken.

Naast het bestaande scenario routekaart 2030 en het versnellingscenario is binnen het onderzoek ook gekeken naar de verschillende indicatieve zoekgebieden uit het Programma Noordzee 2022-2027 richting 2040. Voor het complete beeld zijn ook de resultaten voor het basis scenario 2019 meegenomen.

Scenario's

Binnen het onderzoek zijn drie gebiedsscenario's beschouwd:

- **Scenario 1: Routekaart 2030 (RK2030)**

Voor gebiedsscenario 1: de bestaande RK2030 worden, naast de operationele windparken PAWP⁷, Luchterduinen, OWEZ⁸ en Borssele de volgende toekomstige windparken beschouwd:

- HKN (Hollandse Kust Noord)
- HKZ (Hollandse Kust Zuid)
- HKW noordelijk en zuidelijk deel (Hollandse Kust West)
- TNW (Ten Noorden van de Waddeneilanden)
- IJmuiden Ver (zuidelijk deel)

7

PAWP: Prinses Amalia WindPark

8

OWEZ: Offshore Windpark Egmond aan Zee

- **Scenario 2: Versnellingsopgave routekaart 2030+ (RK2030+)**

Voor gebiedsscenario 2, (RK2030+) wordt er aanvullend aan de gebieden gedefinieerd in scenario 1: RK2030, ook gekeken naar de aanvullend aangewezen windenergiegebieden in het Programma Noordzee 2022-2027 (PN 2022-2027):

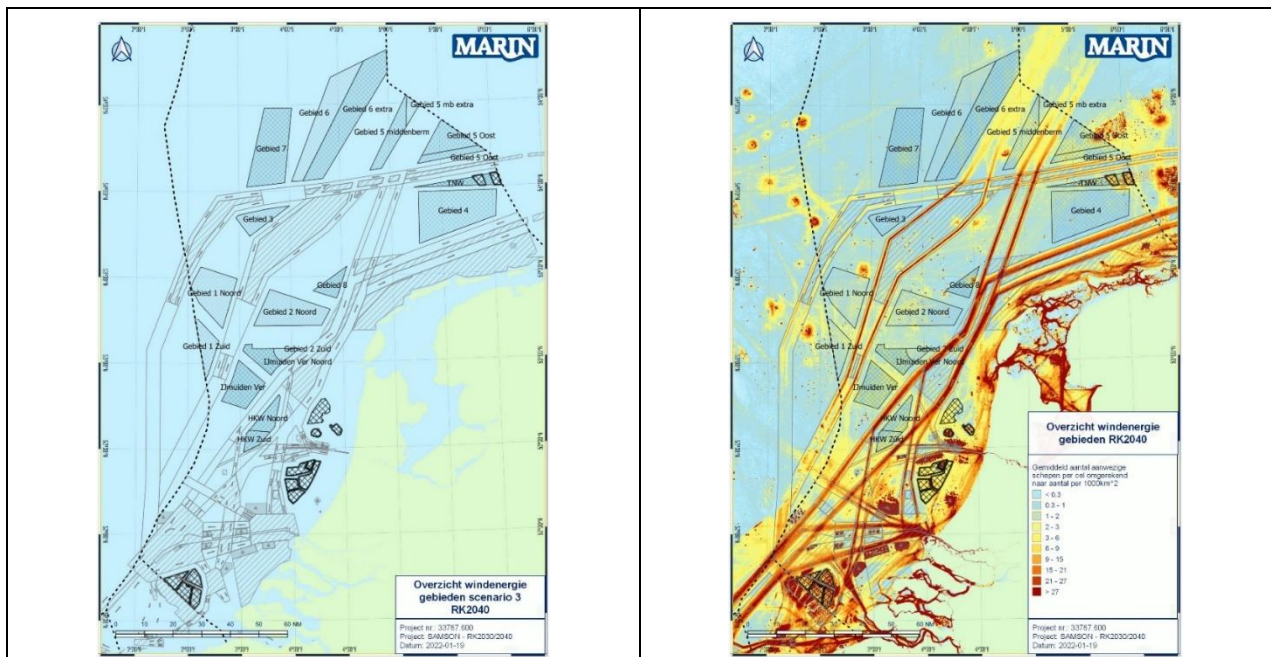
- IJmuiden Ver (noordelijke deel)
- Gebied 1: Nederwiek (noord en zuidelijk deel)
- Gebied 2: Lagelander (noord en zuidelijke deel)
- Gebied 5 Oost: Doordewind, waarbij twee opties beschouwd zijn:
 - o Optie 1: zuidgrens tot 2nm van de rand van de vaargeul
 - o Optie 2: zuidgrens tot 4nm van de rand van de vaargeul.

- **Scenario 3: Toekomstige routekaart 2040 (RK2040)**

Voor gebiedsscenario 3 (RK2040), wordt er naast de windenergiegebieden uit RK2030 en de windenergiegebieden uit het PN 2022-2027 (RK2030+), ook gekeken naar alle mogelijke zoekgebieden zoals deze indicatief zijn in het PN 2022-2027 (RK2040):

- Gebied 3
- Gebied 4
- Gebied 5 middenberm
- Gebied 6 (inclusief het extra gebied aan de westzijde van Gebied 6)
- Gebied 7
- Gebied 8

In Figuur S1 zijn de alle beschouwde gebieden binnen RK2040 weergegeven. In de rechterkaart is ook de scheepvaartverkeerdichtheid voor alle schepen weergegeven, bepaald op basis van AIS-data over 2020.



Figuur S-1 Overzichtskaat windenergiegebieden beschouwd binnen scenario 3 - RK 2040. Rechter kaart bevat naast het windenergiegebied ook de verkeersdichtheid in 2020.

Uitgangspunten

Voor het uitvoeren van de berekeningen zijn de volgende uitgangspunten gebruikt:

- Routegebonden verkeer: Basis is de AIS-data over 2019, per scenario zijn de routes zodanig aangepast zodat deze om de meegenomen windenergiegebieden lopen. De totale intensiteit is gelijk gebleven. Er is geen autonome groei meegenomen, hierdoor zijn de verschillende scenario's goed vergelijkbaar. Daarnaast laat de meest recente netwerkanalyse Noordzee (2018/2019) zien dat de intensiteit van de scheepvaart niet significant gestegen is vanaf de eerste "metingen" in 2011. Voor het doel van het onderzoek was het niet direct noodzakelijk deze autonome groei mee te nemen.
- Niet-routegebonden verkeer: Basis is de AIS-data over 2019, verdeeld over gridcellen met een grootte van 4x4km. Voor de verschillende gebiedsscenario's is het niet-routegebonden verkeer binnen de grenzen van de windparken verplaatst naar de randen rond het gebied. Hierbij is, in overleg met de opdrachtgever (RWS), geen rekening gehouden met de huidige routes door het gebied of eventuele passagestroken door de gebieden. Er is ook geen extra werkvaart toegevoegd. Het extra werkverkeer is niet meegenomen omdat er nog te veel onzekerheden zijn rond de ontwikkeling van deze groep schepen. Daarnaast zal de intensiteit van het werkverkeer fluctueren en afhankelijk zijn van de fase van de verschillende windparken en de eventuele extra medegebruik activiteiten.
- Omdat de definitieve inrichting van de meeste windenergiegebieden nog niet bekend is, is voor deze windenergiegebieden een inrichting aangenomen. Deze is gebaseerd op de volgende uitgangspunten:
 - o Totaalaantal MW per gebied is bepaald uitgaande van een dichtheid van 10MW per km²
 - o Er zal gebruik gemaakt worden van 15 MW-windturbines
 - o De windturbines staan evenredig verdeeld over het gebied, hierbij is geen rekening gehouden met eventuele pijpleidingen, kabels, platformen of andere bestaande of geplande objecten omdat de windenergiegebieden op het moment van deze studie nog niet verkaveld zijn.

Resultaten

In Tabel S1 zijn de resultaten van beide doorgerekende kans op incident-types weergegeven (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine aanvaringen) weergegeven.

- Voor het scenario RK2030, met in totaal 1281 windturbines in de verschillende windenergiegebieden, is het gemiddeld totaal aantal verwachte aanvaringen (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine) 7.15 per jaar (6,31 schip-schip, 0,28 schip-platform en 0,56 schip-windturbine).
- Voor het versnellingsscenario RK2030+, met 2925 windturbines, zal dit aantal aanvaringen oplopen naar 7,56 per jaar, waarvan 6,32 schip-schip, 0,28 schip-platform en 0,98 schip-windturbine. Met name veroorzaakt door een forse groei in het aantal schip-windturbine aanvaringen.
- Voor het indicatieve scenario RK2040 (6048 windturbines) zal het totaal aantal verwachte aanvaringen toenemen naar 8.06 per jaar, waarvan 6,33 schip-schip, 0,29 schip-platform en 1,44 schip-windturbine. Voor dit scenario (RK2040) zal het totaal aantal aanvaringen groeien met 20,6% t.o.v. het basis scenario 2019 voor alle incidenten samen incident typen samen.
- Voor alleen de frequentie schip-windturbine neemt het aantal verwachte incidenten toe van 0,1 per jaar in het basis scenario 2019 naar 0,56 per jaar voor het RK2030 scenario, dit is een toename van meer dan 460%. Binnen het scenario RK2040 neemt het aantal verwachte schip-turbine aanvaringen toe naar 1,44 per jaar, een groei van 1340% ten opzichte van het basis scenario 2019.

Tabel S-1 Totale verwachte incident frequenties voor de verschillende scenario's

Scenario	Verwachte aantal incidenten per jaar (schip-schip, schip-platform en schip-windturbine aanvaringen)					TOTAAL
	Schip-schip	Schip-platform	Schip-windturbine			
			Rammen	Driften	Totaal	
Basis (2019)	6,304	0,280	0,049	0,051	0,100	6,684
RK 2030	6,308	0,281	0,234	0,328	0,562	7,151
RK 2030+	6,319	0,275	0,420	0,558	0,978	7,572
RK 2040	6,331	0,290	0,635	0,801	1,436	8,057
Absolute verschil						
RK2030 – Basis 2019	0,004	0,001	0,185	0,278	0,462	0,467
RK2030+ – Basis 2019	0,015	-0,005	0,371	0,507	0,878	0,888
RK2040 – Basis 2019	0,027	0,010	0,586	0,750	1,336	1,374
RK2040 - RK2030	0,023	0,009	0,401	0,473	0,874	0,906
Procentuele groei						
RK2030 t.o.v. basis 2019	0,1%	0,3%	377,3%	547,4%	463,8%	7,0%
RK2030+ t.o.v. basis 2019	0,2%	-1,8%	757,0%	999,9%	880,5%	13,3%
RK2040 t.o.v. basis 2019	0,4%	3,7%	1196,7%	1479,4%	1340,5%	20,6%
RK2040 t.o.v. RK2030	0,4%	3,3%	171,6%	144,0%	155,5%	12,7%

Schip-schip aanvaringen

De effecten van de verandering van de verkeersroutes en verschuivingen van verkeersintensiteiten bij de drie doorgerekende ruimtelijke scenario's met het SAMSON-model zijn klein omdat bij de keuze van de gebieden rekening is gehouden met het bestaande verkeersscheidingsstelsel. Voor alle scenario's geldt dat de te verwachte groei van het aantal schip-schip aanvaringen als gevolg van de aanpassingen in vaarroutes niet meer is dan 1% ten opzichte van het bestaande scenario RK2030. Binnen het onderzoek is geen groei in scheepvaartintensiteit meegenomen. De vergelijking wordt dus alleen gemaakt voor de aanpassing van de vaarroutes door de aanleg van de verschillende windparken.

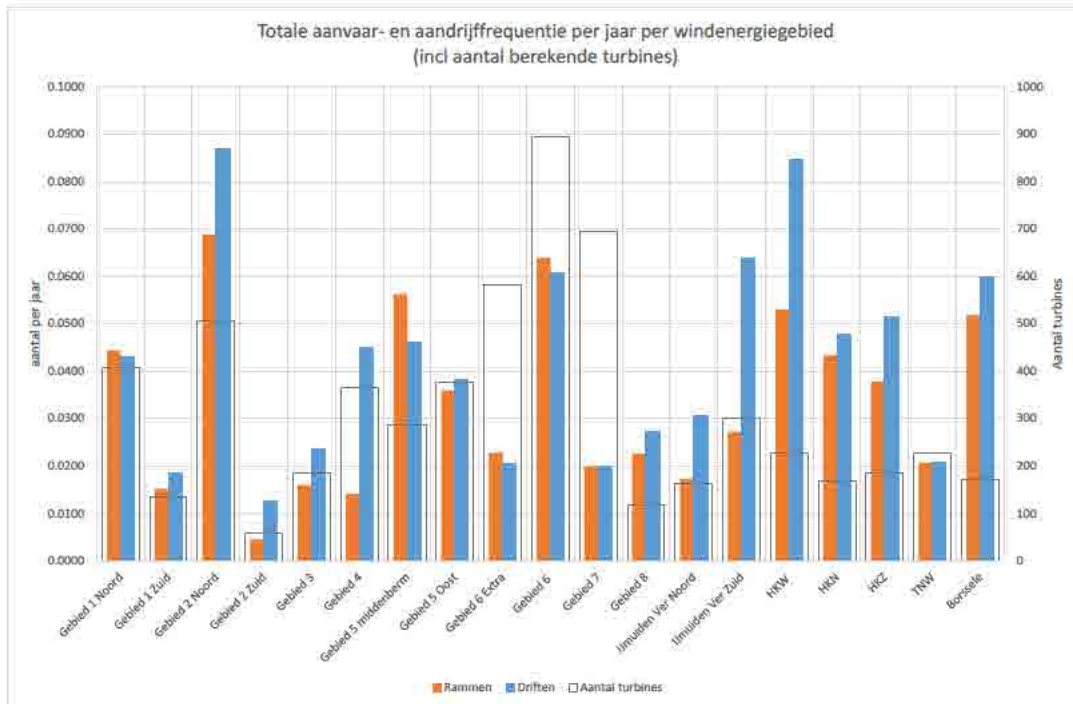
Het grootste effecten treden op aan de randen rond de verschillende windenergiegebieden, in de bufferzone en binnen de windenergiegebieden zelf. Het niet-routegebonden verkeer dat eerst in de windparken is waargenomen is verplaatst naar de bufferzone tussen het windenergiegebied en de vaarroutes. Dus het aantal verwachte schip-schip aanvaringen voor niet-routegebonden schepen onderling is verplaatst van binnen het toekomstige windenergiegebied naar de bufferzone net buiten het windenergiegebied. Daarbij komt dat in de bufferzone er meer interactie is met het routegebonden verkeer in de vaarroutes, dus de toename die zichtbaar is voor dit type aanvaring zal zich concentreren in de gebieden rond de windenergiegebieden.

Tenslotte zijn op een aantal locaties bestaande (kleinere) routes aangepast waardoor deze meer geconcentreerd zijn. In de situatie zonder windenergiegebieden lopen er een aantal oost-west georiënteerde routes tussen de VSS Vlieland aan de oostkant van de Nederlandse EEZ en het Verenigd Koninkrijk aan de westkant. Deze routes zullen meer samengevoegd worden aan de noordkant van IJmuiden Ver/gebied 2 en Gebied 1 of door de corridor tussen IJmuiden Ver, het kruisen van het tussenliggende VSS West Friesland en de corridor door Gebied 1.

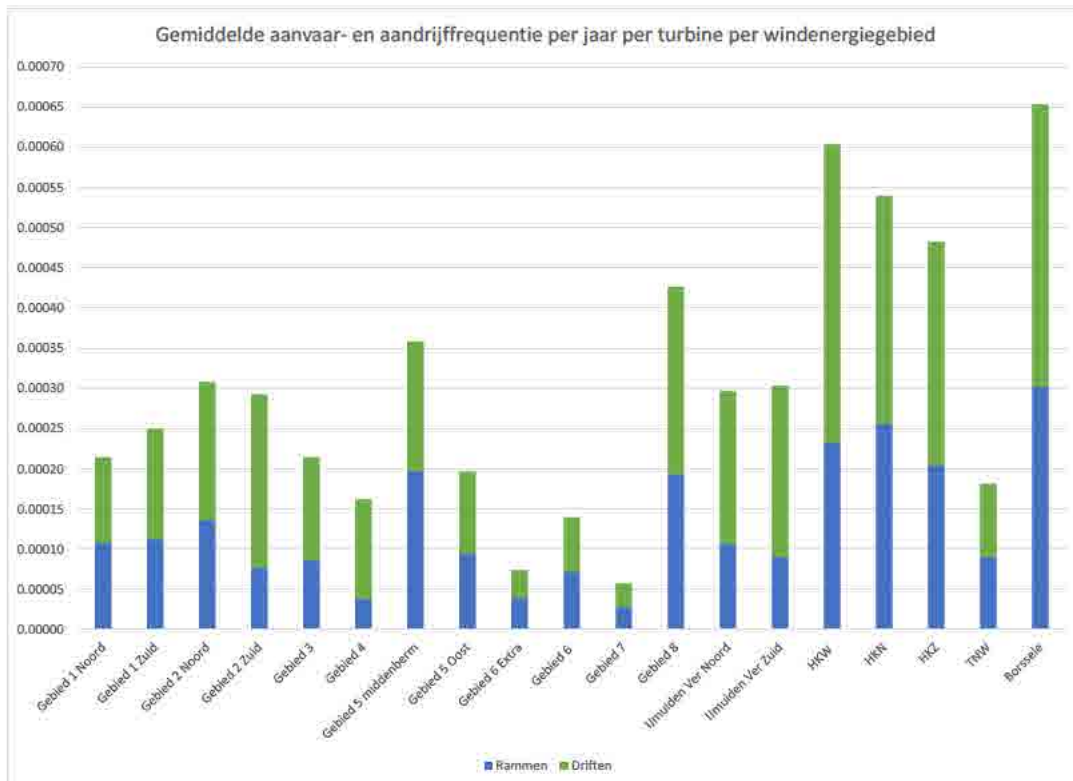
Ook zal de middenberm bij gebied 5 in het noorden ervoor zorgen dat er meer verkeer getrechterd wordt door een smaller gebied. Dit vergroot de kans op interactie. De effecten van de middenberm zijn in meer detail onderzocht in de FSA-Baltische route ([Ref 12.]).

Schip-windturbines

In totaal is het aantal verwachte aanvaringen/aandrijvingen met een windturbine in RK2030 0,562 per jaar (eens in de 1.8 jaar). Voor het scenario RK2030+ is dit 0,978 per jaar (eens per jaar) en voor RK2040 1.436 per jaar (eens in de 0.7 jaar, meer dan eens per jaar).



Figuur S-2 Totale aanvaar- en aandrijffrequenties per jaar per windenergiegebied (incl. aantal windturbines)

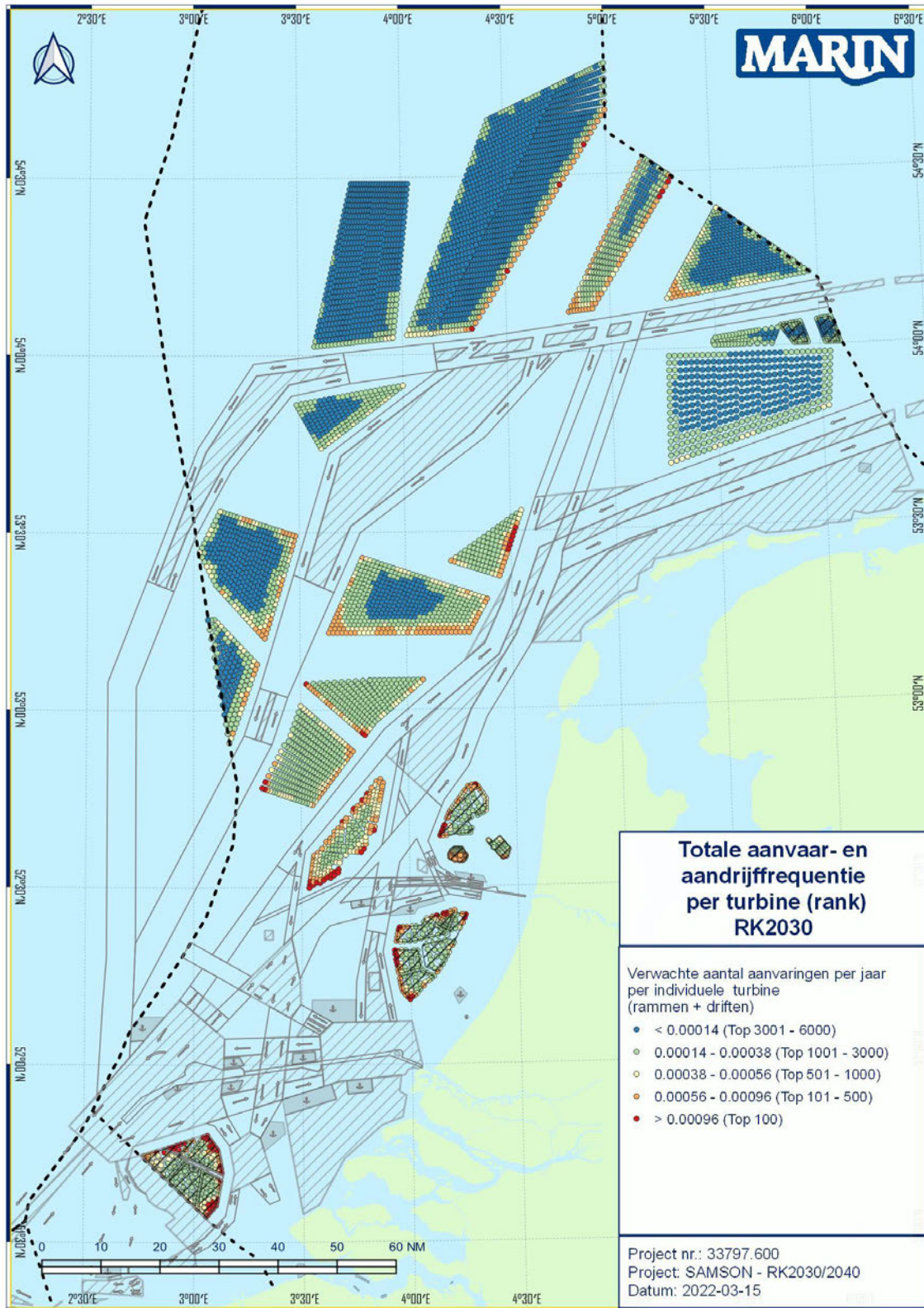


Figuur S-3 Gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per jaar per windturbine per windenergiegebied.

De totale aanvaar- en aandrijffrequentie is het hoogst voor de windenergiegebieden Gebied 2-Noord, Gebied 6, HKW en Borssele. Een deel van deze gebieden heeft ook het hoogste aantal windturbines. Daarom is in Figuur S3 ook de gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per windturbine per windenergiegebied weergegeven. Hieruit volgt dat de gemiddelde aanvaar- en aandrijffrequentie per windturbine voor de windparken HKW en Borssele het hoogst zijn, gevolgd door de windparken HKN, HKZ en Gebied 8.

Deze windparken liggen in het zuidelijke drukkere deel van de Nederlandse EEZ. In dit deel van de EEZ liggen de verschillende aanloopgebieden richting de Nederlandse Havens (Westerschelde, Rotterdam en IJmuiden/Amsterdam), de windparken in dit deel van de EEZ zijn dan ook veelal omringd door verschillende drukke verkeersroutes. De windparken in het noorden van de Nederlandse EEZ liggen verder van de drukke verkeersroutes af (m.u.v. Gebied 5-MB). Daarnaast is de verkeersintensiteit van het niet-routegebonden verkeer dicht bij de kust en in de aanloopgebieden hoger dan in de noordelijke gebieden.

Op basis van deze totaaltabellen zijn de locaties van deze windturbines met de hoogste individuele aanvaar- en aandrijffrequentie grafisch weergegeven Figuur S4. In de figuur zijn in de legenda de grenzen zo gekozen dat de top 100 windturbines rood zijn weergegeven, de top 101-500 oranje, de top 501 – 1000 geel, de top 1001-3000 groen en de overige windturbines blauw. Hierdoor is inzichtelijk welke windturbines de grootste individuele aanvaar- en aandrijffrequentie hebben. De windturbines met de hoogste individuele totale aanvaar- en aandrijffrequentie staan langs de randen van de windparken grenzend aan de doorgaande verkeerroutes. Wanneer alleen gekeken wordt naar de aanvaarfrequenties (rammen) is dit effect duidelijk zichtbaar, en laten de windturbines aan de randen van de noordelijke windparken (gebied 5 en 6) hoge individuele aanvaarfrequenties zien. Wanneer echter alleen naar de aandrijffrequenties gekeken wordt zijn het met name de individuele windturbines in de zuidelijk Noordzee die een hogere frequentie laten zien. Met name Borssele en HKW.



Figuur S-4 Totale verwachte individuele aanvaar- en aandrijffrequentie (rammen + driften), rood top 100 windturbines.

Aanbevelingen

Monitoring scheepvaartverkeer en trend analyses

Voor het goed kwantitatief modelleren van de effecten van de offshore windparken op de scheepvaartveiligheid is het belangrijk een goed beeld te hebben van zowel de huidige scheepvaart en als de verwachte veranderingen. Met name de verwachte veranderingen voor het niet-route gebonden verkeer (werkvaart) zijn nu nog erg onzeker; hierdoor zijn effecten van de verwachte toename van deze groep schepen in deze studie nog niet mee genomen. Dit leidt tot een onderschatting van het risico. Het is dan ook belangrijk dat de ontwikkeling van de scheepvaart de komende jaren op de Noordzee goed gemonitord wordt en dat deze data geanalyseerd wordt.

Beperkte ruimte voor manoeuvreren

Door de aanwezigheid van de windparken worden schepen beperkter in de ruimte die beschikbaar is voor "goed zeemanschap", zoals bijvoorbeeld uitwijken, maar ook het kiezen van de juiste veilige koers in slecht weer. Deze effecten kunnen momenteel nog niet in de huidige versie van SAMSON gekwantificeerd worden, maar binnen verschillende expertsessie wordt dit wel als een risico aangegeven. Het is dus belangrijk dat er onderzoek gedaan wordt naar op welke plekken schepen meer ruimte nodig hebben bij uitdagende weersomstandigheden.

Gevolgen van aanvaringen met windturbines

De huidige studie beperkt zich tot het bepalen van de verwachte aanvaarfrequenties. Voor een volledige risicoanalyse is het ook belangrijk de gevolgen van de incidenten mee te nemen. Met name de gevolgen van een aanvaring of aandrijving met een windturbine. Het is belangrijk dat hier aanvullend onderzoek naar gedaan wordt en dat deze resultaten gekoppeld worden aan de resultaten van SAMSON, zoals ze in dit rapport gepresenteerd zijn. Hierbij is het van belang dat er niet alleen gekeken wordt naar de gevolgen voor de windturbine, maar zeker ook naar de schade die het schip op loopt.

Ontwikkeling SAMSON

Voor het kwantitatief vaststellen van de effecten van windparken, trends in scheepvaart of andere ontwikkelingen op de Noordzee is het model SAMSON ontwikkeld door MARIN in samenwerking met RWS. Om op de veranderingen in te kunnen spelen en daarmee goed toekomstbestendig te zijn is het belangrijk dat het SAMSON model up-to-date blijft, door het onderhouden van basis gegevens die binnen het model gebruikt worden, maar ook door het toevoegen van nieuwe ontwikkelingen (programmadelen).

APPENDIX 3 MEMO UITGANGSPUNTEN GROEISCENARIO TOT 2030

Aan : **Kees Storm, Begeleidingsgroep cumulatieve effecten WOZ**
 Van : **Max Duursma, Yvonne Koldenhof**
 CC : **Joris Brouwers, Sjaco Pas**
 Datum : **21-06-2018**
 Project nr. : **31132**
 Onderwerp : **Uitgangspunten groeiscenario tot 2030, onderzoek cumulatieve effecten routekaart windenergie op zee 2023 en routekaart 2030 op scheepvaart**

Hieronder staan de uitgangspunten voor het groeiscenario tot 2030, onderzoek cumulatieve effecten routekaart windenergie op zee 2023 en routekaart 2030 op scheepvaart.

1. UPT Erasmus scenario voor autonome groei

De scenario's worden onderscheiden op basis van twee 'key uncertainties', namelijk de ontwikkeling van de volumes in de Noordzee en de ontwikkeling van het maritieme netwerk. Op basis van deze vier scenario's is een autonoom ontwikkelingsscenario opgesteld voor de ontwikkeling richting 2030, zichtbaar in onderstaande Tabel 2.

Tabel 2 Overzicht autonoom ontwikkelscenario 2030.

Groeifactoren per jaar		Scheepsgrootte (GT)		
		Klein	Middel	Groot
		<100-1.599	1.600-29.999	30.000-999.999
Verandering grootte		1,000	1,020	1,025
Verandering aantal	Bestemming Rotterdam	1,000	1,020	1,000
	Doorvaart	1,000	1,010	1,010
Niet route-gebonden	Aanlegverkeer	1,000	1,020	1,000
	Onderhoudsverkeer	1,015	1,005	1,000
	Aantal visserij schepen	0,990	1,000	1,000

2. Visserij

Voor de visserij schepen nemen we groeifactor 1,000. Wat betreft het aantal visserij schepen stelt het Erasmus rapport dat het aantal visserij schepen afneemt (factor 0,990 <100-1.599 GT). In de analyse van de heer Sjaco Pas van de Kustwacht, wordt een kleine toename verwacht met een verschuiving van een aantal schepen naar buiten de wind gebieden, dus in eerste instantie wat meer vissersvaartuigen op een kleinere ruimte. Voor autonome groei houden we de groei factor op 1,000

3. Inrichting windparken

In Tabel 3 is een overzicht gegeven van de inrichting van de bestaande en geplande windparken. Voor de berekeningen wordt uitgegaan van monopiles van het aangegeven vermogen. Voor de windparken uit de routekaart 2023 (Borssele, HK(noord) en HK(zuid)) wordt gebruikt gemaakt van het grid (de inrichting) zoals deze binnen de MER aangenomen is. Voor de windparken routekaart 2030 worden de

turbines middels grid evenredig verspreid over het windpark. Tenslotte zal voor de parken HK(west) en IJmuiden Ver in de inrichting van het park rekening gehouden worden met een corridor voor de scheepvaart van en naar de UK.

Tabel 3 Overzicht verwachte vermogen en aantal turbines voor de bestaande en geplande parken (uitgangspunten voor de berekeningen)

Oppervlakte en vermogen wind op zee							
Versie 7 mei 2018							
Gebied	Bruto oppervlak (km ²) excl. veiligheidszone	Vermogen (MW)	Vermogen (MW) gepland	aantal turbines	vermogen per turbine	dichtheid (berekend)	Bouwjaar (gepland)
<i>Bestaande windparken</i>							
OWEZ	27	108		36	3	1.33	2008
Amalia	22	120		60	2	2.73	2008
Luchterduinen	16	129		43	3	2.69	2015
Gemini	68	600		150	4	2.21	2017
Totaal bestaande windparken	133	957					
<i>Routekaart 2023</i>							
Borssele I en II		752	700	94	8		2019
Borssele III en IV	344	731.5	700	77	9.5	0.50	2020
Borssele V		19		2	9.5		2020
HK (zuid) I en II	356	752	700	94	8	0.53	2021
HK (zuid) III en IV		752	700	94	8		2022
HK (noord)	125	760	700	76	10	0.61	2023
Totaal routekaart 2023	799	3766.5	3500				
<i>Routekaart 2030</i>							
HK (west)	349	1500	1400	125	12	0.36	2024-2025
TrvdW	140	756	700	63	12	0.45	2026
IJmuiden Ver	803	4290	4000	286	15	0.36	2027-2030
n.t.b.		900	900				
Totaal routekaart 2030	1292	7446	7000				

4. Overige activiteiten op zee

Uitgangspunt is dat alle bestaande olie en gas platformen die in 2014 op het NCP stonden zullen worden gehandhaafd voor de situatie 2030.⁹

Ook wordt aangenomen dat er eventueel andere activiteiten kunnen gaan plaatsvinden (bijv. zeewierweek o.i.d.). Het is nu echter nog te onzeker waar dit zal gaan plaatsvinden. Een goede aanname is dat dit wellicht in de windparkgebieden zal plaatsvinden, wat een extra stroom werkvaart zou kunnen veroorzaken (zie werkvaart). Binnen de berekening zal, naast de werkvaart, geen extra rekening gehouden worden met andere activiteiten op de Noordzee, anders dan de platformen.

5. Werkvaart

Door de aanleg van de windparken zullen twee typen werkvaart ontstaan:

- Werkvaart tijdens de aanleg van de parken
Uit het overzicht in Tabel 3 volgt dat alleen IJmuiden Ver nog in aanbouw zal zijn in 2030. Er zal dus in de berekening alleen rekening worden gehouden met een extra verkeersstroom van grotere aanleg schepen tussen IJmuiden en IJmuiden Ver.
- Onderhoudsschepen
Afhankelijk van de afstand tot de kust zullen verschillende aannames worden gedaan m.b.t. de onderhoudsschepen:
 - Afstand < 30NM tot de kust

Op basis van de resultaten van Netwerkevaluatie 2015-2016 en/of resultaten studie monitoring windparken over 2017 bepalen we het aantal vaarbewegingen naar de bestaande parken van onderhoudsschepen inclusief de verdeling over de grootte. Het aantal schepen zal afhangen van de grootte van het park (aantal turbines). Uiteindelijk

⁹ In de toekomst zou het kunnen dat de functie van een offshore platform verandert, bijvoorbeeld CO2 opslag, maar dit heeft geen effect op de kwantitatieve risico analyse.

zullen we een aanname moeten doen naar het verwachte aantal gemiddelde vaarbewegingen per turbine. Dit zal de basis worden voor het vaststellen van het aantal vaarbewegingen van onderhoudsschepen naar de verschillende gebieden.

- o Afstand > 30 NM tot de kust

Voor deze parken wordt rekening gehouden met een moederschap scenario. De aanname is dat er een groter werkschip zal varen tussen de kust en het park (*frequentie 1 keer per week*). Dit schip zal gedurende de week min of meer op een vaste plek liggen, vervolgens zullen er kleinere schepen de mensen van en naar de individuele turbines brengen. Dit zijn scheepsbewegingen die alleen binnen het park zullen plaats vinden.

Voor de verschillende gebieden zullen de onderhoudsschepen vanuit verschillende locaties uitvaren. In Tabel 4 zijn de aannames weergegeven zoals deze in de berekeningen gebruik zullen gaan worden.

Tabel 4 Overzicht windenergiegebieden en onderhoudsschepen

Windenergiegebied	Onderhoudsschepen vertrekken vanuit:
Hollandse Kust (noord)	IJmuiden
Hollandse Kust (zuid)	Rotterdam
Hollandse Kust (west)	IJmuiden
IJmuiden ver	IJmuiden
Borssele	Vlissingen
Ten noorden van de Wadden	Delfzijl/Eemshaven

Werkvaart naar bestaande platformen

Naast de werkvaart van en naar de windparken is er ook de reeds bestaande werkvaart op de Noordzee. De aanname in de berekening is dat deze gelijk blijft in 2030 aan de situatie zoals we die in 2015/2016 waarnemen vanuit de AIS. De aanname is dus dat zowel de frequentie als het type schepen die de bestaande platformen bezoeken, gelijk blijft.

Werkvaart naar eventuele nieuwe activiteiten

Het is nog onduidelijk en onzeker of er wellicht andere activiteiten (zeewierweek o.i.d.) op de Noordzee zullen gaan plaatsvinden. Het is dus ook lastig vast te stellen hoeveel extra werkvaart dit gaat opleveren, en van welk type, en waarheen deze schepen dan zullen varen. Vanuit RWS is aangegeven dat men het aannemelijk acht dat voor de windparken Borssele, HKN en HKZ wel mede gebruik verwacht wordt. Voor de overige parken niet. Het voorstel is om de extra werkvaart voor deze extra activiteit binnen deze windparken mee te nemen, en hiervoor een factor aan te nemen op het aantal onderhoudsschepen. Omdat het lastig is deze factor in te schatten, is het voorstel een aanname te doen van 3 extra onderhoudsschepen per week per windpark gebied, voor de eventuele extra activiteiten in het park. (Extra bewegingen tussen Vlissingen en Borssele en tussen HKZ en Rotterdam en tussen HKN en IJmuiden)

6. Ankergebieden

Met betrekking tot de ankergebieden binnen het studiegebied wordt aangenomen dat zowel de locatie als de bezetting van de gebieden niet wijzigt in 2030 t.o.v. de situatie in 2015/2016.

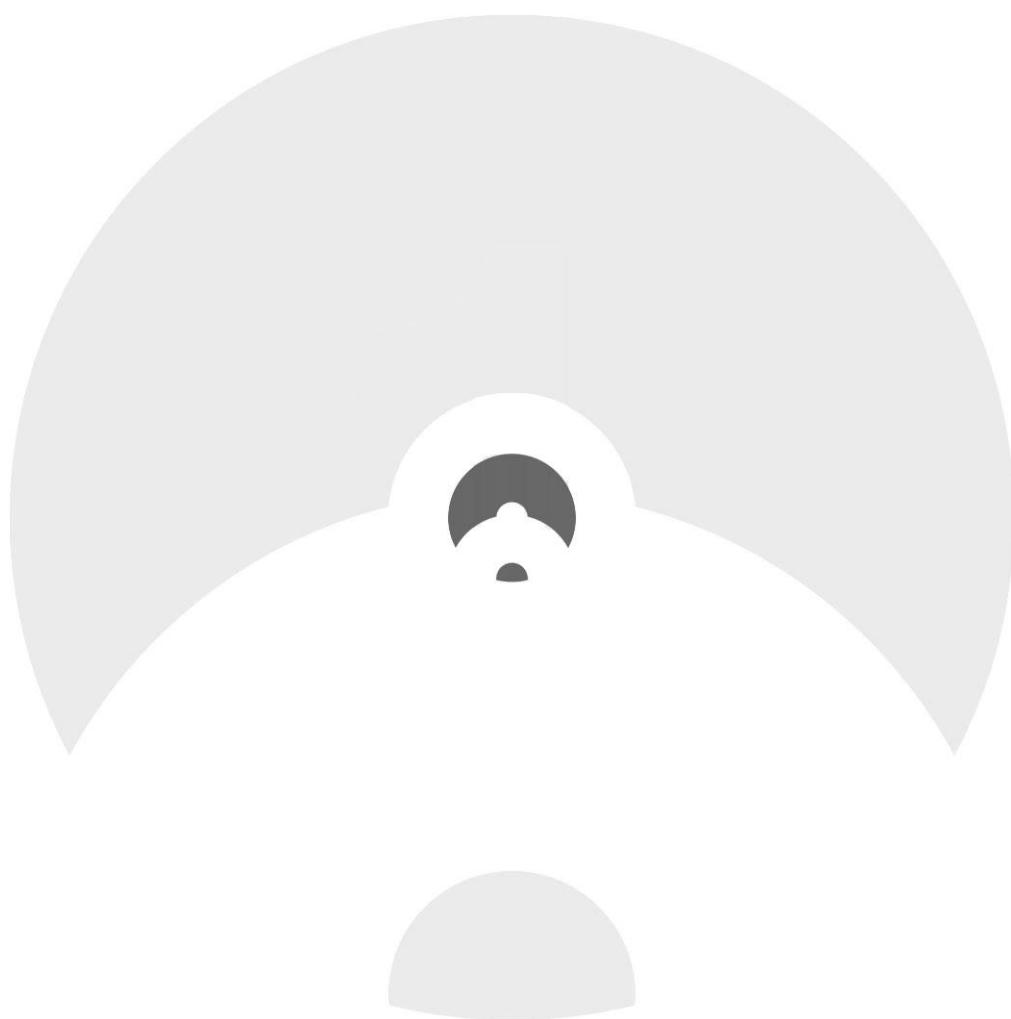
MARIN
P.O. Box 28

6700 AA Wageningen
The Netherlands

T +31 317 49 39 11
E info@marin.nl

I www.marin.nl
   

Bijlage 8
Soortenbeschermingstoets



BIJLAGE VII SOORTENBESCHERMINGSTOETS WET NATUURBESCHERMING KAVELS I EN II IN WINDENERGIEGEBIED IJMUIDEN VER

1 Inleiding

In de Wet windenergie op zee (hierna: Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het Klimaatakkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot de Wet Natuurbescherming (Wnb) geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit.

De toetsing van de Wet natuurbescherming is geïntegreerd in de Wwoz. Zo moet normaliter bij overtredingen van de verbodsbepalingen uit de Wnb ontheffing of vergunning worden aangevraagd. In de Wwoz wordt hiervan afgeweken en vormen deze ontheffingen een integraal onderdeel van het kavelbesluit in de vorm van 'Vrijstellingen'.

Met deze soortentoets wordt beoordeeld of de werkzaamheden met betrekking tot de aanleg, exploitatie en verwijdering van windpark IJmuiden Ver kavel I en kavel II leiden tot een overtreding van een verbodsbepaling van de Wnb en of de gunstige staat van instandhouding (GSI) van een soort in het geding is.

In deze bijlage wordt ingegaan op vogels in hoofdstuk 2, vleermuizen in hoofdstuk 3, zeezoogdieren in hoofdstuk 4, benthos in hoofdstuk 5 en vissen in hoofdstuk 6. Deze bijlage sluit af met hoofdstuk 7 waarin cumulatie van effecten in relatie tot de Wnb centraal staat.

2 Vogels

2.1 Inleiding

In kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver worden jaarlijks naar schatting respectievelijk 1.235 en 1.226 vogels slachtoffer van een aanvaring met een windturbine, uitgaande van een worst case-alternatief van 67 * 15 MW turbines per kavel met een rotordiameter van 236 m. Als gevolg van habitatverlies worden in kavels I en II respectievelijk 34 en 32 slachtoffers verwacht (zie Tabel 2.1 en het MER). Het grootste aantal aanvaringslachtoffers betreft vooral vogels op seizoenstrek, terwijl habitatverlies uitsluitend zeevogels treft die in (de omgeving van) de windparken kunnen foerageren of rusten.

De aantallen aanvaringslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de vogeldichtheden zoals bepaald tijdens de ESAS-scheepstellingen, MWTL-vliegtuigtellingen en vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn et al. 2012, 2015a). Details van deze tellingen worden nader toegelicht in § 5.1.1 van het Ecologische Achtergronddocument vogels, vleermuizen, vissen en benthos van het (bijlage 4 van het MER). Specifiek voor de jan-van-gent zijn aanvullende dichtheidskaarten gehanteerd (zie bijlage 5 van het MER).

De dichtheden zijn gebruikt in modelberekeningen waaruit een gemodelleerd aantal slachtoffers per soort volgt. Uit deze berekeningen blijkt tevens dat voor sommige soorten geen aanvaringslachtoffers worden berekend die kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver wel als regulier overwinteringsgebied gebruiken (zoals noordse stormvogel en grote jager). De vlieghoogtes van deze soorten ten opzichte van de geplande windturbinegroottes zijn namelijk zo laag dat geen slachtoffers zijn te verwachten.

Daarnaast is een inschatting gemaakt van de aantallen slachtoffers van soorten die door het gebied heen trekken, maar waarvoor tellingen in het gebied geen realistische inschatting van dichtheden opleveren. Deze soorten zijn samengenomen in soortgroepen en voor deze groepen is gebruikt gemaakt van een totale flux (op basis van radaronderzoek op platform K14) en het procentuele voorkomen van deze soortgroepen binnen die algehele flux (op basis van visuele waarnemingen in K14). Op deze manier is een inschatting per soortgroep gemaakt hoeveel slachtoffers er per soortgroep vallen. Dit blijft een grove schatting van aantallen slachtoffers, maar momenteel de enige mogelijkheid omdat determinatie op soortniveau alleen overdag mogelijk is. Naar verwachting wordt de nachtelijk trek gedomineerd door zangvogels, en zijn voor die reden de fluxen gemeten in de nachturen op K14 toegeschreven aan deze soortgroep. Verder zijn de schattingen voor deze vogelsoortgroepen niet locatie-specifiek omdat ze gebaseerd zijn op fluxen elders (dat wil zeggen op platform K14) gemeten. Zo is de soortenlijst en geschatte aantal slachtoffers identiek voor kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver.

Verder zijn deze slachtofferaantallen bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen. De nadere onderbouwing van de achterliggende berekeningen worden weergegeven in het Ecologische Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER) en specifiek voor de jan-van-gent in bijlage 5 van het MER.

Om in het kavelbesluit vrijstelling te verlenen op grond van artikel 7 van de Wwoz voor deze sterfte van vogels (een overtreding van artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming) wordt in deze bijlage een onderbouwing gegeven van welke soorten het hier betreft, hoe deze selectie heeft plaatsgevonden, en wat de gevolgen zijn van de sterfte op de gunstige staat van instandhouding van deze soorten. Voor achtergrondinformatie over het voorkomen en de verspreiding van vogels in kavel I en II van

windenergiegebied IJmuiden Ver wordt verwezen naar het Ecologische Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER) en specifiek voor de Jan-van-gent in bijlage 5 van het MER.

Tabel 2.1 Jaarlijkse maximale aantallen slachtoffers in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Aanvaringen zijn berekend met het stochastische Collision Risk Model (McGregor et al. 2018) en voor trekvogels met het Extended Band Model (Band 2012) met soortspecifieke avoidance-rates (cf. KEC 4.0; Potiek et al. 2022b). Sterfte door habitatverlies staat gelijk aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid * oppervlak windpark). Voor de individuele soorten zijn dichtheden van zeevogels uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen gebruikt (Rijkswaterstaat 2015). Voor soortgroepen trekvogels zijn aantallen bepaald op basis van waarnemingen op platform K14 (Fijn et al. 2015).

Soort	Kavel I		Kavel II		Som
	Sterfte door aanvaringen 67 * 15 MW ø 236 m	Sterfte door habitatverlies	Sterfte door aanvaringen 67 * 15 MW ø 236 m	Sterfte door habitatverlies	
Zeevogels					
Alk	0	5	0	5	10
Drieteenmeeuw	9	4	8	4	26
Dwergmeeuw	3	2	2	1	8
Grote jager	0	0	0	0	0
Grote mantelmeeuw	17	1	13	1	31
Grote stern	0	0	0	0	0
Jan-van-gent	7	1	7	1	15
Kleine a k	0	0	0	0	0
Kleine mantelmeeuw	5	2	4	1	12
Kokmeeuw	0	0	0	0	0
Noordse stormvogel	0	3	0	4	7
Papegaaaiduiker	0	0	0	0	0
Stormmeeuw	0	0	0	0	0
Stormvogeltje	0	0	0	0	0
Visdief/noordse stern	0	0	0	0	0
Zeekoet	0	15	0	15	30
Zilvermeeuw	9	1	5	1	16
Trekvogels					
Ganzen en zwanen	18	N.v.t.	18	N.v.t.	36
Eenden	1	N.v.t.	1	N.v.t.	2
Reigers	0	N.v.t.	0	N.v.t.	0
Roofvogels en uilen	1	N.v.t.	1	N.v.t.	3
Steltlopers	4	N.v.t.	4	N.v.t.	7
Zangvogels	1.162	N.v.t.	1.162	N.v.t.	2.324
Totaal	1.236	34	1.226	32	2.527

2.2 Selectieprocedure

Voor de samenstelling van de lijst met vogelsoorten waarvoor de sterfte in een gepland windpark voorzienbaar is, wordt gebruik gemaakt van een door Bureau Waardenburg gestandaardiseerde selectiemethodiek (cf. Soortenbijlages voor MER windpark Borssele, Hollandse Kust zuid, Hollandse Kust noord, Hollandse Kust west en Ten Noorden van de Waddeneilanden). Deze methodiek houdt rekening met de (hoofd)factoren die van invloed zijn op het aanvaringsrisico van vogelsoorten in het windpark en houdt tevens rekening met twee groepen: lokale vogels en vogels op seizoenstrek. Dit onderscheid is van belang, omdat dit bepalend is voor de populatieomvang waaraan de voorziene sterfte wordt getoetst.

Stap 1: Onderscheid in vogelsoorten die redelijkerwijs als aanvaringslachtoffer in Nederland verwacht mogen worden en soorten waarvan in geen enkel windpark in Nederland slachtoffers voorzienbaar zijn.

Deze eerste selectiestap heeft betrekking op zowel lokale vogels als vogels op seizoenstrek.

- 1.a – Input Nederlandse avifauna (521 soorten, per 1 januari 2019).
- 1.b Wegstrepen van 218 soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $\geq 10x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen, zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase.
- 1.c Wegstrepen van 32 zeldzame soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $< 100x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen¹, waarvan het voorkomen zeer verspreid is over Nederland en zonder dat Nederland een onderdeel vormt van een functionele jaarcyclus fase.

Resultaat van stap 1 is een landelijke groslijst van 271 soorten (soorten 1a (521) minus soorten 1b (218) minus soorten 1c (32)) die talrijk genoeg zijn om redelijkerwijs ergens in Nederland, inclusief de Nederlandse Noordzee, slachtoffer te kunnen worden door aanvaringen of habitatverlies.

Uit deze lijst met 271 vogelsoorten wordt vervolgens de soortenlijst voor het geplande windpark samengesteld. Voor ieder windpark betekent dit dat er nog een (groot) aantal soorten af zal vallen, afhankelijk van de locatie en omvang van het geplande windpark. De tweede selectiestap resulteert in een lijst met soorten waarvoor geadviseerd wordt om ontheffing aan te vragen. Deze lijst heeft betrekking op zowel lokale vogels als vogels op seizoenstrek.

Stap 2: Selectie van vogelsoorten waarvan aanvaringslachtoffers onder lokale vogels in de gebruiksfase van het windpark in het kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver, voorzienbaar zijn (stap voor het verwijderen van 'incidenten' in het gebied).

- 2a – Input Landelijke groslijst met 271 soorten (als resultaat van stap 1).
- 2b Wegstrepen van soorten die de afgelopen 5 jaar niet of nauwelijks (gemiddeld ≤ 5 ex/jaar) in het plangebied aanwezig waren, omdat:
 - het soorten betreft die geen binding hebben met het habitatype(n) dat in het plangebied voorkomt (bijvoorbeeld landvogels die niet of zelden boven zee aanwezig zijn), of;
 - het soorten zijn die landelijk (zeer) schaars en verspreid voorkomen en hooguit incidenteel in het plangebied verblijven.

¹ Het aantal waarnemingen van een soort in Nederland is beschouwd als een goede afspiegeling van het daadwerkelijk voorkomen. Dus soorten met weinig waarnemingen zijn daadwerkelijk zeldzaam.

Soorten die in deze stap worden weggestreept, komen in zulke lage aantallen in het plangebied voor dat slachtoffers in het geplande windpark niet voorzienbaar zijn, en daarmee incidenteel.

- 2c Wegstrepen van soorten die in het plangebied voorkomen, maar waarvan de kans op aanvaring zeer klein is, en die ook niet slachtoffer worden van habitatverlies, omdat:
- het soorten zijn die niet op risicovolle hoogte rondvliegen, of:
 - het soorten zijn die weinig risicovolle vliegbewegingen in relatie tot windparken op zee kennen (bijvoorbeeld soorten die vrijwel uitsluitend op lage hoogte vliegen, onder het bereik van de rotoren), of:
 - het soorten zijn die slechts in zeer lage dichtheden voorkomen.

Voor soorten die in deze stap worden weggestreept, zijn de aantallen aanvaringsslachtoffers zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

- 2d Wegstrepen van soorten die in kleine aantallen (<100 ex/jaar) in het plangebied voorkomen of het plangebied passeren en waarvan het absolute aantal slachtoffers verwaarloosbaar is, omdat de aanvaringskans voor een individu van alle soorten vogels sowieso zeer klein is. Aantallen slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor soorten die in deze stap afvallen zijn zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

Resultaat van stap 2 is een lijst van 140 soorten waarvan voorzienbaar is dat jaarlijks meer dan 1 individu slachtoffer wordt als gevolg van aanvaringen of habitatverlies in kavel I of II van windenergiegebied IJmuiden Ver (soorten 2a minus soorten 2b minus soorten 2c en minus soorten 2d). Het betreft diverse soorten op seizoenstrek (128 soorten) en 12 lokaal verblijvende vogels in de trektijd of in de winter (12 soorten) (tabel 2).

Stap 3: Onderbouwing van selectie van vogelsoorten uit stap 2 die binding hebben met het plangebied.

- 3a – Input Selectie van vogelsoorten die jaarlijks als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in kavel I of II van windenergiegebied IJmuiden Ver verwacht kunnen worden.
- 3b Soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied (n = 128). Het gaat om soorten die slechts twee keer per jaar tijdens de seizoenstrek het plangebied passeren. Vanwege de relatief grote aantallen die per soort passeren, overdag en 's nachts, is vooraf niet uit te sluiten dat jaarlijks één of meerdere exemplaren slachtoffer worden van een aanvaring met een windturbine in het windpark. De betrokken populaties van deze soorten zijn vaak (zeer) groot, zodat het aantal aanvaringsslachtoffers ten opzichte van de 1%-mortaliteitsnorm klein is (Tabel 2.2). De gunstige staat van instandhouding van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit studies in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b), waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 106 windparken op zee in de Zuidelijke Noordzee tot 2020 is beschouwd zijn.
- 3c Soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied en waarvan op jaarbasis één of meerdere slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor het windpark voorzien worden (n = 12; Tabel 2.2). Voor deze soorten is het mogelijke effect van de voorziene sterfte op de gunstige staat van instandhouding in meer detail onderbouwd.

Tabel 2.2 Vogelsoorten waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavels I en of II in windenergiegebied IJmuiden Ver of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Op basis van de huidige kennis is er geen onderscheid te maken in de soortenlijst van de twee windenergiekavels.

3b soorten			
Kleine zwaan	Smelleken		
Kleine rietgans	Boomvalk	Gierzwaluw	
Grauwe gans	Slechtvalk	Kauw	Blauwborst
Kolgans	Waterral	Roek	Zwarte roodstaart
Brandgans	Waterhoen	Goudhaan	Gekraagde roodstaart
Rotgans	Meerkoet	Zwarte mees	Paapje
Bergeend	Scholekster	Boomleeuwerik	Roodborsttapuit
Tafeleend	Kluut	Veldleeuwerik	Tapuit
Kuifeend	Bontbekplevier	Strandleeuwerik	Bonte vliegenvanger
Topper	Goudplevier	Oeverzwaluw	Heggenmus
Krakeend	Zilverplevier	Boerenzwaluw	Ringmus
Smient	Kievit	Huiszwaluw	Gele kwikstaart
Slobeend	Kanoet	Tjiftjaf	Noordse kwikstaart
Wilde eend	Drieteenstrandloper	Fitis	Grote gele kwikstaart
Pijlstaart	Bonte strandloper	Grasmus	Witte kwikstaart
Zomertaling	Watersnip	Tuinfluiters	Rouwkwikstaart
Wintertaling	Houtsnip	Zwartkop	Boompieper
Eider	Grutto	Sprinkhaanzanger	Graspieper
Kleine jager	Rosse grutto	Kleine karekiet	Oeverpieper
Kwartel	Regenwulp	Rietzanger	Vink
Blauwe reiger	Wulp	Pestvogel	Keep
Lepelaar	Oeverloper	Winterkoning	Groenling
Dodaars	Zwarte ruiter	Spreeuw	Putter
Fuut	Groenpootruiter	Beflijster	Sijs
Roodhalsfuut	Tureluur	Merel	Kneu
Kuifduiker	Steenloper	Kramsvogel	Grote barmsijs
Geoorde fuut	Kokmeeuw	Zanglijster	Kruisbek
Visarend	Dwergstem	Koperwiek	Goudvink
Bruine kiekendief	Zwarte stem	Grote lijster	Appelvink
Blauwe kiekendief	Koekoek	Grauwe vliegenvanger	Sneeuwgors
Sperwer	Ransuil	Roodborst	Ijsgors
Torenvalk	Velduil	Nachtegaal	Rietgors

3b soorten			
3c soorten			
Alk	Grote mantelmeeuw	Drieteenmeeuw	Noordse stern
Zeekoet	Zilvermeeuw	Dwergmeeuw	Visdief
Jan-van-gent	Kleine mantelmeeuw	Stormmeeuw	Noordse stormvogel

2.3 Methode beoordeling sterfte t.o.v. de Staat van Instandhouding

In paragraaf 2.5 en 2.6 wordt onderbouwd of voor de 140 soorten die in theorie jaarlijks slachtoffer in het kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen worden, door aanvaringen of habitatverlies, de staat van instandhouding (SVI) van de soort door de voorspelde sterfte in het geding kan komen. Afhankelijk van het feit of de soort een lokale populatie kent of dat deze alleen op seizoenstrek voorkomt, wordt de sterfte aan de omvang van de relevante lokale populatie(s) getoetst dan wel aan de flyway-populatie².

Voor deze toetsing wordt gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm, wat gelijk staat aan 1% van de jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie. Deze 1%-mortaliteitsnorm wordt toegepast als een eerste 'grove zeef' (Steunpunt Natura 2000, 2010). Het Hof van Justitie van de Europese Gemeenschappen hanteert dit criterium dat door het ORNIS-comité geformuleerd is om te beoordelen of een bepaalde vogelsterfte voldoet aan de voorwaarde dat het om 'kleine hoeveelheden' gaat en daarmee een acceptabele afwijking is van het algemene verbod van de Vogelrichtlijn over het doden van vogels. Volgens dit criterium moet iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine hoeveelheid worden beschouwd. De door het ORNIS-comité geformuleerde 1%-mortaliteitsnorm is juridisch niet bindend voor de lidstaten, maar het wordt wegens het wetenschappelijke gezag van de adviezen van het ORNIS-comité en bij gebreke van overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs in het algemeen gebruikt als maatstaf. Daarom hanteren we ook in onze beoordeling het uitgangspunt dat wanneer de voorziene sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op de SVI van de betrokken populatie met zekerheid uitgesloten worden, ook als de betreffende soort geen gunstige staat van instandhouding heeft, omdat de sterfte een 'kleine hoeveelheid' betreft ten opzichte van de populatie. De Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State (ABRS) achtte dit een acceptabele werkwijze³. Wanneer de voorspelde sterfte de 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt is er niet per definitie sprake van een effect op de SVI van de betrokken populatie, maar dient het effect wel nader beschouwd te worden en maken wij gebruik van populatiemodellen om de effecten in beeld te brengen.

De 1%-mortaliteitsnorm wordt als volgt berekend:

$$1\% \text{-mortaliteitsnorm (\# vogels)} = (\text{jaarlijkse sterfte} * \text{omvang van de te toetsen populatie}) * 0,01$$

Voor informatie over de jaarlijkse sterfte per soort wordt gebruik gemaakt van de website van de BTO (<http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>), of van resultaten uit soortspecifiek onderzoek vastgelegd in (wetenschappelijke) artikelen of rapporten. In de berekeningen wordt de sterfte van adulte vogels gebruikt,

² Een groot deel van deze vogels betreft kustvogels. Rijkswaterstaat adviseert om de sterfte van deze kustvogels te toetsen aan de populaties van de Zuidelijke Noordzee (M. Platteeuw). Deze populatie is voor de meeste soorten echter niet duidelijk afgebakend en over het algemeen is geen schatting van de populatiegrootte beschikbaar. Omdat de sterfte van deze soorten effect heeft op de gehele populatie waaruit de vogels op seizoenstrek afkomstig zijn, is de voorspelde additionele sterfte dan ook aan deze gehele flyway-populatie getoetst.

³ Zie o.a. uitspraken ABRS van 1 april 2009 in zaaknr. 200801465/1/R2, van 29 december 2010 in zaaknr. 200908100/1, van 8 februari 2012 in zaaknr. 201100875/1/R2 en van 11 juli 2018 in zaaknr. 201608248/1/R6.

omdat hier meer over bekend is en omdat deze sterfte lager is dan die van jonge juveniele vogels. Hierdoor valt de 1%-mortaliteitsnorm lager uit waardoor met zekerheid het worst case-scenario wordt getoetst. Voor soorten waarvoor geen gegevens met betrekking tot de jaarlijkse sterfte beschikbaar zijn, wordt gebruik gemaakt van de gegevens van een (sterk) gelijkende soort. Zo is de jaarlijkse sterfte van de kuifduiker onbekend, zodat voor deze soort de jaarlijkse sterfte van de roodhalsfuut is gebruikt.

Informatie over de omvang van de flyway-populaties is voor watervogels afgeleid van de meest recente Waterbird Population Estimates (AEWA CSR8 zoals gepresenteerd op wpe.wetlands.org; Wetlands International 2022) en voor de overige soorten (voornamelijk roofvogels en zangvogels) uit BirdLife International (2004), en in een enkel geval van informatie van Sovon Vogelonderzoek Nederland (www.sovon.nl). De populatieschattingen voor soorten waarvan in het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) op basis van de Potential Biological Removal (PBR) de grootste cumulatieve effecten voorspeld waren, zijn in de KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) en KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) geactualiseerd op basis van de meest recente BirdLife populatieschattingen. Op basis van deze populatieschattingen zijn fluxen voor elk windpark in de zuidelijke Noordzee bepaald en gebruikt om het aantal slachtoffers te berekenen. Deze slachtofferaantallen zijn gecumuleerd en gebruikt in populatiemodellen om de effecten op populatieniveau te bepalen.

De sterfte van soorten met een duidelijke binding aan het plangebied, of die (ook) buiten de seizoenstrek frequent door het plangebied vliegen, is getoetst aan de populatie op het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Deze populatiegroottes zijn bij de meeste soorten bepaald voor de KEC 4.0 studie aan de hand van dichtheidskaarten op basis van vliegtuigtellingen in de jaren 2000 tot en met 2020 (Potiek et al. 2022b; Soudijn et al. 2022). De gebruikte populatieschattingen betreffen geen werkelijke populatiegroottes en zijn uitsluitend bepaald om de vogelsterfte, berekend op basis van de dichtheidskaarten, te kunnen relateren aan populatiegroottes die ook op basis van de dezelfde dichtheidskaarten zijn bepaald. In het geval van de stormmeeuw, noordse stormvogel en visdief/noordse stern zijn de populatiegroottes afkomstig uit de KEC 1.0 studie (Rijkswaterstaat 2015), omdat voor deze soorten later geen actualisatie is uitgevoerd.

2.4 Beoordeling sterfte van stap 3b soorten (geen binding met het plangebied)

De overgrote meerderheid (128) van de 140 soorten waarvoor niet uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meer individuen slachtoffer zullen worden in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver, betreft soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en daardoor hoofdzakelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden.

De voorspelde sterfte van deze soorten is getoetst aan de relevante flyway-populaties (Tabel 2.3). Voor soorten waarvan meerdere flyway-populaties door het plangebied trekken is als worst-case getoetst aan de populatie met de kleinste omvang. Deze flyway-populaties zijn over het algemeen (zeer) groot zodat op voorhand met zekerheid gesteld kan worden dat de voorziene sterfte lager zal zijn dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte (1%-mortaliteitsnorm) (Tabel 2.3). Voor een aantal soorten (bijvoorbeeld kuifduikerbonte strandloper) is de betrokken flyway-populatie relatief klein van omvang, waardoor ook de 1%-mortaliteitsnorm relatief laag is. Doordat het aantal vogels van deze soorten met een kleine flyway-populatie relatief gezien ook beperkt zal zijn binnen de betreffende soortgroep (Tabel 2.1; (naar ratio van het totaal aantal vogels binnen de soortgroep) voorkomend in het windenergiegebied zal ook het aantal slachtoffers laag zijn. De sterfte voor deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver zal niet hoger zijn dan de 1%-mortaliteitsnorm doordat het aantal vogels in het windenergiegebied binnen de betreffende soortgroep (Tabel 2.1) relatief gezien beperkt is (en dus in absolute zin naar ratio weinig vogels in

aanvaring kunnen komen met de windturbines), en/of doordat de aanvaringskans van de betreffende soorten als gevolg van soortspecifiek vlieggedrag laag is (bijvoorbeeld als gevolg van een lage vlieghoogte). Dit betekent dat ook voor deze soorten een effect op de gunstige staat van instandhouding als gevolg van de realisatie van een windpark in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver met zekerheid uitgesloten kan worden. Voor deze soorten is het uitvoeren van een cumulatiestudie van groot belang, zodat wordt vastgesteld of de uitrol van alle (huidige) plannen voor windparken op zee een effect kan hebben op de gunstige staat van instandhouding van de betrokken populaties (zie ook hoofdstuk 11 in het Achtergronddocument bij het MER en hoofdstuk 7 in deze bijlage).

Soorten die behandeld zijn door de KEC studies, worden in Tabel 2.4 gepresenteerd.

Tabel 2.3 Populatiegroottes (incl. bron, zie toelichting), jaarlijkse adulte sterfte (incl. bron) en 1%-criterium van vogelsoorten die geen binding met plangebied hebben en waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meerdere individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau, zie tabel 1. Soorten die behandeld zijn door de KEC studies, worden in tabel 4 gepresenteerd.

Soort	Populatiegrootte	Bron ⁴	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
kleine rietgans	80.000	3	0,171	5	137
grauwe gans	710.000	3	0,17	5	1.207
kolgans	1.000.000	3	0,276	5	2.760
grote Canadese gans	52.100	2	0,276	5	144
brandgans	1.400.000	3	0,09	5	1.260
tafeleend	150.000	3	0,35	5	525
kuifeend	800.000	3	0,29	5	2.320
topper	240.000	3	0,52	5	1.248
krakeend	140.000	3	0,28	5	392
smient	1.300.000	3	0,47	5	6.110
slobeend	70.000	3	0,42	5	294
wilde eend	1.000.000	3	0,373	5	3.730
pijlstaart	74.000	3	0,337	5	249
zomertaling	1.000.000	3	0,42	slobeend	4.200
wintertaling	670.000	3	0,47	5	3.149
eider	560.000	3	0,084	5	470
kleine jager	24.729	1	0,114	5	28
kwartel	1.000.000	1	0,71	5	7.100
blauwe reiger	320.000	3	0,268	5	858

⁴ Broncode voor populatiegrootte: 1. BirdLife International 2004; 2. Sovon.nl: geschat maximum doortrek (2012-2017) (gemiddelde); 3. Wetlands International 2022: AEWA CSR8

⁵ Broncode voor adult sterfte is primair 5. BTO BirdFacts 2022 (<http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>). Aanvullingen hierop: 6. Bauchau et al. 1998; 7. Abt & Konter 2009; 8. Flegg & Glue 1973; 9. Hewson et al. 2016; 10. Møller et al. 2010; 11. Møller 2009; 12. Van der Winden & van Horssen 2008. Wegens het ontbreken van data is in sommige gevallen de adult sterfte van een ecologisch nauw verwante soort gebruikt.

Soort	Populatiegrootte	Bron ⁴	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
lepelaar	19.000	3	0,17	6	32
dodaars	270.000	3	0,4	7	1.080
fuut	500.000	3	0,25	7	1.250
roodhalsfuut	21.000	3	0,2	5	42
kuifduiker	4.600	3	0,2	roodhalsfuut	9
geoorde fuut	110.000	3	0,36	7	396
bruine kiekendief	100.000	1	0,26	5	260
blauwe kiekendief	50.000	1	0,19	5	95
sperwer	500.000	1	0,31	5	1.550
visarend	10.000	1	0,15	5	15
torenvalk	100.000	1	0,31	5	310
smelleken	50.000	1	0,38	5	190
boomvalk	100.000	1	0,255	5	255
siechtvalk	2.649	1	0,19	5	5
waterral	450.000	3	0,5	8	2.250
waterhoen	2.600.000	3	0,377	5	9.802
meerkoet	1.200.000	3	0,299	5	3.588
scholekster	750.000	3	0,12	5	900
kluut	100.000	3	0,22	5	220
bontbekplevier	50.000	3	0,228	5	114
goudplevier	110.000	3	0,27	5	297
zilverplevier	200.000	3	0,14	5	280
kievit	6.300.000	3	0,295	5	18.585
drieteenstrandloper	200.000	3	0,17	5	340
bonte strandloper	880	3	0,26	5	2
watersnip	7.000.000	3	0,519	5	36.330
houtsnip	15.000.000	3	0,39	5	58.500
grutto	63.000	3	0,06	5	38
regenwulp	240.000	3	0,11	5	264
oeverloper	1.100.000	3	0,156	5	1.716
zwarte ruiter	57.000	3	0,26	tureluur	148
groenpootruiter	230.000	3	0,26	tureluur	598
tureluur	66.000	3	0,26	5	172
steenloper	44.000	3	0,14	5	62
kokmeeuw	2.500.000	3	0,1	5	2.500

Soort	Populatiegrootte	Bron ⁴	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
dwergstern	5.104	1	0,101	5	5
noordse stern	2.600.000	3	0,1	5	2.600
visdief	170.000	3	0,1	5	170
koekoek	1.000.000	1	0,325	9	3.250
ransuil	100.000	1	0,31	5	310
velduil	4.762	1	0,262	bosuil	12
gierzwaluw	1.000.000	1	0,192	5	1.920
kauw	1.000.000	1	0,306	5	3.060
roek	1.000.000	1	0,21	5	2.100
goudhaan	1.000.000	1	0,851	5	8.510
zwarte mees	1.000.000	1	0,57	5	5.700
boomleeuwerik	500.000	1	0,4	5	2.000
veldleeuwerik	1.000.000	1	0,487	5	4.870
strandleeuwerik	100.000	1	0,487	veldleeuwerik	487
oeverzwaluw	1.000.000	1	0,7	5	7.000
boerenzwaluw	1.000.000	1	0,626	5	6.260
huizwaluw	1.000.000	1	0,59	5	5.900
tijftjaf	1.000.000	1	0,694	5	6.940
fitis	1.000.000	1	0,54	5	5.400
grasmus	1.000.000	1	0,609	5	6.090
tuinfluter	1.000.000	1	0,5	5	5.000
zwartkop	1.000.000	1	0,564	5	5.640
sprinkhaanzanger	1.000.000	1	0,53	kleine karekiet	5.300
snor	100.000	1	0,53	kleine karekiet	530
spolvogel	1.000.000	1	0,5	5	5.000
kleine karekiet	1.000.000	1	0,53	5	5.300
rietzanger	1.000.000	1	0,776	5	7.760
pestvogel	100.000	1	0,313	spreeuw	313
winterkoning	1.000.000	1	0,681	5	6.810
beflijster	100.000	1	0,58	5	580
merel	1.000.000	1	0,35	5	3.500
kramsvogel	1.000.000	1	0,59	5	5.900
zanglijster	1.000.000	1	0,437	5	4.370
koperwiek	1.000.000	1	0,57	5	5.700
grote lijster	1.000.000	1	0,379	5	3.790

Soort	Populatiegrootte	Bron ⁴	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
grauwe vliegenvanger	1.000.000	1	0,507	5	5.070
roodborst	1.000.000	1	0,581	5	5.810
nachtegaal	1.000.000	1	0,537	5	5.370
blauwborst	1.000.000	1	0,34	10	3.400
zwarte roodstaart	1.000.000	1	0,553	11	5.530
gekraagde roodstaart	1.000.000	1	0,62	5	6.200
paapje	1.000.000	1	0,53	5	5.300
roodborsttapuit	1.000.000	1	0,681	10	6.810
tapuit	1.000.000	1	0,54	5	5.400
bonte vliegenvanger	1.000.000	1	0,53	5	5.300
heggenmus	1.000.000	1	0,527	5	5.270
ringmus	1.000.000	1	0,567	5	5.670
gele kwikstaart	1.000.000	1	0,467	5	4.670
noordse kwikstaart	1.000.000	1	0,467	gele kwikstaart	4.670
grote gele kwikstaart	100.000	1	0,467	gele kwikstaart	467
witte kwikstaart	1.000.000	1	0,515	5	5.150
rouwkwikstaart	500.000	1	0,515	5	2.575
boompieper	1.000.000	1	0,58	5	5.800
graspieper	1.000.000	1	0,457	5	4.570
oeverpieper	100.000	1	0,457	graspieper	457
vink	1.000.000	1	0,411	5	4.110
keep	1.000.000	1	0,411	vink	4.110
groenling	1.000.000	1	0,557	5	5.570
putter	1.000.000	1	0,629	5	6.290
sijs	1.000.000	1	0,539	5	5.390
kneu	1.000.000	1	0,629	5	6.290
grote barmsijs	1.000.000	1	0,575	kleine barmsijs	5.750
kruisbek	1.000.000	1	0,537	5	5.370
goudvink	1.000.000	1	0,581	5	5.810
appelvink	1.000.000	1	0,581	goudvink	5.810
sneeuwgorst	100.000	1	0,37	5	370
ijsgors	1.000.000	1	0,37	sneeuwgorst	3.700
rietgors	1.000.000	1	0,458	5	4.580

Tabel 2.4 Populatiegroottes gehanteerd in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) bepaald aan de hand van fluxberekeningen, de soortspecifieke jaarlijkse adulte sterfte (incl. bron) en het bijhorende 1% natuurlijk mortaliteit (Ornis-criterium) van vogelsoorten die geen binding met plangebied hebben en waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meerdere individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Soort	Populatiegrootte	Adult sterfte	Bron ⁵	1%-mortaliteitsnorm
Kleine zwaan	17.450	0,178	5	31
Rotgans	247.286	0,1	5	247
Bergeend	302.047	0,114	5	344
Kanoet	672.197	0,159	5	1.069
Rosse grutto	347.670	0,285	5	991
Wulp	302.273	0,264	5	798
Zwarte stern	285.482	0,151	12	431
Spreeuw	18.501.266	0,313	5	57.909

2.5 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied)

Voor 12 van de 140 soorten geldt dat zij het kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver niet alleen op seizoenstrek passeren, maar (in een bepaalde periode van het jaar) ook in (de omgeving van) het plangebied kunnen foerageren of rusten. Voor noordse stern, stormmeeuw en visdief worden geen jaarlijkse slachtoffers voorspeld, waardoor een effect op de gunstige staat van instandhouding voor deze soorten op voorhand met zekerheid uitgesloten kan worden. Voor de overige soorten is hieronder het mogelijke effect van de voorspelde sterfte in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver op de SVI nader onderbouwd (Tabel 5).

De sterfte van soorten (zowel als gevolg van aanvaringen als habitatverlies) met een duidelijke binding aan het plangebied, of die (ook) buiten de seizoenstrek frequent in het plangebied kunnen voorkomen, moet getoetst worden aan de grootte van de relevante vogelpopulatie. Deze populatiegroottes zijn bij de meeste soorten bepaald volgens de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b; Soudijn et al. 2022) aan de hand van dichtheidskaarten opgesteld op basis van vliegtuigtellingen uitgevoerd in de periode 2000 tot en met 2020. De gebruikte populatieschattingen betreffen geen werkelijke populatiegroottes en zijn uitsluitend bepaald om de vogelsterfte, berekend op basis van de dichtheidskaarten, te kunnen relateren aan populatiegroottes die ook op basis van de dezelfde dichtheidskaarten zijn bepaald in de Nederlandse EEZ. Volgens deze methodiek (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019, Gyimesi et al. 2018, Potiek et al. 2022b) is de maximale sterfte in beide kavels bij bijna alle soorten lager dan de 1%-mortaliteitsnorm (

Tabel 2.5). Een effect op de gunstige staat van instandhouding kan voor deze soorten daarom op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. De uitzonderingen betreffen de jan-van-gent en grote mantelmeeuw; voor deze soorten wordt in de cumulatietoets het effect op populatieniveau door middel van populatiemodellen (cf. Potiek et al. 2019, 2022b) bepaald in hoofdstuk 7 nader behandeld.

Tabel 2.5 Overzicht van de populatiegroottes afgeleid van de dichtheidskaarten en de bijbehorende 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte aan de GSI is getoetst van soorten in stap 3c voor kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Het voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies komt is een opsplitsing van de totaal aantallen uit Tabel 2.1 naar de aantallen in beide kavels afzonderlijk. Voor noordse stern, stormmeeuw en visdief worden geen jaarlijkse slachtoffers voorspeld, waardoor een effect op de gunstige staat van instandhouding voor deze soorten op voorhand met zekerheid uitgesloten kan worden.

Soort	Populatiegrootte NCP	1%-mortaliteitsnorm	Voorspeld # slachtoffers aanvaringen + habitatverlies		Sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte	
			Kavel I	Kavel II	Kavel I	Kavel II
Alk	94.931	95	5	5	0,1	0,0
Drieteenmeeuw	78.921	93	14	12	0,1	0,1
Dwergmeeuw	57.833	58	4	4	0,1	0,1
Grote mantelmeeuw	16.264	11	17	14	1,5	1,2
Jan-van-gent	9.937	8	8	8	1,0	1,0
Kleine mantelmeeuw	20.553	18	6	6	0,4	0,3
Noordse stormvogel	99.158	28	3	4	0,1	0,1
Zeekoet	674.195	364	15	15	0,0	0,0
Zilvermeeuw	21.138	25	10	6	0,4	0,2

2.6 Conclusie

Voor de meeste soorten waarvan in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers worden verwacht, bedraagt de voorspelde sterfte bij alle soorten minder dan 1,0% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ. De uitzonderingen betreffen de jan-van-gent en grote mantelmeeuw. Op basis hiervan kan voor alle soorten, behalve jan-van-gent en grote mantelmeeuw, met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver zal leiden tot effecten op de GSI van de betrokken populaties.

3 Vleermuizen

Uit het MER blijkt dat de voorzienbare sterfte in een windpark in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver voor de ruige dwergvleermuis maximaal 64 slachtoffers per jaar bedraagt per kavel. De mogelijkheid dat de overlevingskans van ruige dwergvleermuizen toeneemt omdat ze de windturbines kunnen gebruiken om hun trek te onderbreken is niet verrekend met het aantal slachtoffers, omdat onbekend is of en hoe groot het effect is. De voorzienbare sterfte voor de rosse vleermuis is maximaal 1 slachtoffer per jaar per kavel. Van de overige vleermuissoorten vallen bij het worst-case alternatief geen jaarlijkse slachtoffers per kavel. Deze slachtofferaantallen zijn bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen.

Een kwantitatieve beoordeling van het effect van deze aantallen slachtoffers op de gunstige staat van instandhouding is hier nog niet gedaan, in lijn met het advies van de Commissie MER op de Notitie Reikwijdte en Detailniveau voor de windparken in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Een dergelijke analyse is ook lastig te doen door de onzekerheid van de herkomst en grootte van de betrokken populaties.

4 Zeezoogdieren

4.1 Inleiding

Tijdens de constructie van kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op.

Verstoring

Uit de in het MER (hoofdstuk 7) opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat de verstoring, veroorzaakt door het heien ten behoeve van de constructie van de fundaties, met name bij bruinvissen via een verminderde kans op reproductie tot effecten op de populatie kan leiden. Vrijstelling van de Wnb, op basis van artikel 7 van de Wet windenergie en artikel 3.10 van de Wnb op zee kan alleen worden verleend als geen afbreuk wordt gedaan aan de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soorten.

Mitigerende maatregelen

De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een maximale waarde van 160 dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ of 164 dB re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron. In het MER worden deze mogelijke normen niet als mitigerende maatregel gezien, maar als onderdeel van het voornemen en daarmee ook onderdeel van het voorkeursalternatief (VKA). In het kader van de Soortenbescherming wordt de toepassing van een geluidnorm als onderdeel van het VKA beschouwd.

Andere mitigerende maatregelen die in het MER worden genoemd zijn:

- Heien wanneer de dichtheid van bruinvissen op het NCP laag is (in de herfst), zodat minder dieren worden verstoord. Hierdoor is het effect op de populatie ook kleiner.
- Het aantal impulsdagen beperken. In de praktijk betekent dit een keuze voor zo min mogelijk turbines en dus funderingen. Vanwege de hiervoor besproken maximalisatie van de hei-energie en dus geluidscontour zorgen grotere turbines/funderingen in principe niet voor een grotere hoeveelheid verstoorde dieren.
- Het toepassen van alternatieve funderingstechnieken, zoals trillen of schroeven. Hierbij wordt echter wel de opmerking gemaakt dat deze technieken relatief onbeproefd zijn. Ook is het geluid dat bij gebruik van deze technieken wordt geproduceerd anders van aard (continu in plaats van impulsief) en zijn relaties tussen niveaus van dergelijk geluid en effecten op zeezoogdieren niet beschikbaar.

4.2 Bruinvissen

Bij het KEC 3.0 en KEC 4.0 is voor bruinvissen van dezelfde ecologische norm (of Acceptable Level of Impact) uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte afname van de bruinvispopulatie als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder). In een overleg met het ministerie van LNV is voorgesteld om voor het KEC 4.0 eventuele cumulatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden aan dezelfde ecologische norm te toetsen als de norm voor bruinvissen. Het ministerie van LNV heeft erkend dat dit een veilige grens is.

In overeenstemming met het KEC 4.0 is de volgende norm aangehouden:

“Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van bruinvissen, gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn).”

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP door heien voor de constructie van kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver is opgenomen in Tabel 4.1 en Tabel 4.2. Hierbij is uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) wordt toegepast. Hieruit blijkt dat de effecten ten gevolge van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de bruinvispopulatie en de GSI in alle gevallen zijn uit te sluiten.

Voor meer informatie over de achterliggende berekeningen en totstandkoming van deze gegevens, zie het achtergronddocument van HWE.

Tabel 4.1 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) wordt toegepast.

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	568 – 611	643 – 694	626
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	566 – 599	587 – 638	596
Bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	38,0 – 40,1	39,3 – 42,8	39,9

Tabel 4.2 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW) voor bruinvissen. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SELss = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) wordt toegepast.

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	523 – 575	552 – 655	598
Tripodfundering	490 – 547	506 – 541	576
Jacketfundering	486 – 542	515 – 622	570
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	522 – 563	504 – 627	569
Tripodfundering	488 – 537	470 – 572	549
Jacketfundering	485 – 532	418 – 493	543
Bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	26,1 – 28,1	25,2 – 30,1	28,5
Tripodfundering	24,4 – 26,8	23,1 – 28,8	27,5
Jacketfundering	24,2 – 26,6	23,4 – 28,6	27,1

Voor de kavels I – IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen ook berekeningen uitgevoerd uitgaande van een hogere geluidnorm van SELss (750 m) = **164 dB** re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (zie bijlage 6 van het MER). Zoals hiervoor weergegeven zijn de berekende verschillen binnen en tussen de kavels klein en mede vanwege diverse modelonzekerheden niet

representatief voor systematische verschillen tussen de kavels. TNO heeft daarom voor deze studie de rekenresultaten voor de 8 locaties in de kavels I – IV gemiddeld (2 locaties per kavel) en een beeld van de bandbreedte van de schatting gegeven via de standaarddeviatie. De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringsdagen weergegeven in Tabel 4.3. Ter vergelijking zijn de over de vier kavels gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ook weergegeven, evenals het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidnorm van SEL_{ss} (750) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ tot een toename van het aantal bruinvisverstoringsdagen leidt van ca. 51 – 56% in vergelijking met het toepassen van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en is het aantal (berekende) bruinvisverstoringsdagen bij de ruimere geluidsnorm vergelijkbaar met het aantal dat voor alternatief 1 met geluidsnorm 160 dB en de KEC 4.0 locatie is berekend.

Tabel 4.3. Gemiddelde (\pm standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen) per kavel, voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I – IV).

Geluidsnorm SEL _{ss} (750m) [dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$]	Alternatief 1 (67 turbines)	Alternatief 2 (50 turbines)		
	Monopaalfundering	Monopaalfundering	Tripodfundering	Jacketfundering
164	59 \pm 4	41 \pm 3	39 \pm 3	39 \pm 3
160	39 \pm 3	27 \pm 2	25 \pm 3	25 \pm 2
KEC 4.0	40	-	-	-

4.3 Zeehonden

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat rond de heillocatie wordt geheid een kleinere verstoringscontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren. In de berekeningen van TNO van deze geluidverdeling is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie van SEL_{ss} = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Uit de berekeningen blijkt dat tijdens het heien in het windenergiegebied IJmuiden Ver voor zeehonden maximaal 263 km² verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd (zie tevens bijlage 6 van het MER).

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn opgenomen in Tabel 4.4 en Tabel 4.5. In deze tabellen staan de gevolgen van de beide alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver op het gedrag van gewone zeehonden in verschillende seizoenen. Weergegeven is het aantal zeehonden die zich bij aanvang van de hei-activiteiten binnen de contour kunnen bevinden waar de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden.

Afhankelijk van de periode in het jaar kunnen 3 – 39 gewone zeehonden en 7 – 17 grijze zeehonden tijdens het heien worden verstoord. Dit betreft 0,01 tot 0,2% van de Nederlandse populatie voor gewone zeehonden en < 0,03 tot 0,1% voor grijze zeehonden. De dichtheid van gewone en grijze zeehonden is in het windenergiegebied IJmuiden Ver laag, vanwege de relatief grote afstand tot de ligplaatsen in het

Waddengebied en het daarom als foerageergebied van beperkt belang is. Voor gewone zeehonden zijn voor de twee kavels vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere effecten voor grijze zeehonden bij kavel II zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in de dichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn waarschijnlijk niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels

Het aantal te heien funderingen in aanmerking genomen, is het effect van de constructie van alternatief 2 kleiner dan dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven, dat ongeveer 35% groter is bij de constructie van alternatief 1.

In de tabellen is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal, mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van alternatief 1 en alternatief 2 zijn geheid. Deze bandbreedte is gebaseerd op de variatie tussen de twee rekenlocaties binnen een kavel en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (waarden van twee locaties gemiddeld).

Tabel 4.4 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 van het achtergronddocument)

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	224 – 235	251 – 263	240
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	5 – 38 (11 – 13)	3 – 39 (11)	3 – 31 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5 – 8,7	7,3 – 7,6	6,6
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			10,5
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 17 (11)	7 – 17 (9 – 11)	8 – 16 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5	6,3 – 7,3	7,0
Monopaalfundering met geluidnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			11,3

Tabel 4.5 Als Tabel 8 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	194 – 209	205 – 234	217
Tripodfundering	177 – 193	186 – 217	203

Jacketfundering	177 – 193	192 – 217	202
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	4 – 34 (10 – 11)	2 – 32 (9 – 10)	3 – 28 (9)
Tripodfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Jacketfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,7	4,5 – 4,8	4,4
Tripodfundering	4,6 – 5,3	4,0 – 4,4	4,1
Jacketfundering	4,5 – 5,3	4,2 – 4,4	4,0
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 15 (10)	5 – 16 (8 – 10)	7 – 14 (9)
Tripodfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Jacketfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Dierversoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,0	3,8 – 4,9	4,7
Tripodfundering	4,4 – 4,6	3,5 – 4,6	4,4
Jacketfundering	4,4 – 4,6	3,6 – 4,6	4,3

Uit de resultaten blijkt dat effecten van het heien met een geluidnorm van 160 dB re 1 μ Pa²s (750 m) voor de aanleg van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de Nederlandse populatie van gewone en grijze zeehonden om de volgende redenen zijn uit te sluiten:

- Afgezet tegen de totale Nederlandse populatie gewone zeehonden is het aantal mogelijk beïnvloede dieren beperkt;
- De omvang van het beïnvloede gebied is gering ten opzichte van het totale leefgebied, waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De minimale afstand tussen de buitenrand van de verstoringcontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd;
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering).

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van SEL_{SS} = 164 dB re 1 μ Pa²s op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidnorm van SEL_{SS} = 168 dB re 1 μ Pa²s op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm⁶ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

⁶ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

Voor het KEC 4.0 zijn op basis van nieuwe inzichten worst case berekeningen uitgevoerd voor de mogelijke effecten op het gehoor van bruinvissen en zeehonden door heigeluid (Heinis & de Jong et al., 2022). Uit de resultaten blijkt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het heien voor de aanleg van wind op zee. Voorwaarde is dat het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot een geluidnorm SEL_{ss} (750m) = 168 dB re 1 μPa^2s , of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van gehoorbeschadiging bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentieafhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

4.4 Conclusie

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen niet tot significante effecten op de populatie zal leiden als wordt uitgegaan van toepassen van een geluidsnorm van $SEL_{SS} = 160$ dB re 1 μPa^2s . Het aantal berekende bruinvisverstoringdagen ligt namelijk in dezelfde orde van grootte als wat voor IJmuiden I – IV in het KEC 4.0 is berekend. Dit geldt niet voor de constructie van alternatief 1 (67 turbines per kavel) als een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} = 164$ dB re 1 μPa^2s wordt toegepast. In vergelijking met het KEC 4.0 wordt het aantal bruinvisverstoringdagen met ongeveer 47% overschreden. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm echter niet worden overschreden bij toepassing van een hogere geluidsnorm van $SEL_{SS} = 164$ dB re 1 μPa^2s en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie cumulatieve beoordeling in paragraaf 7.3). Een effect op de GSI van de betreffende populatie ten gevolge van kavel I en/of II kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

5 Benthos

De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb, die geen zoute benthosoorten bevat. Om deze reden komen in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver geen benthosoorten voor die opgenomen zijn in de Wnb. De bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver leidt daardoor ten aanzien van benthos niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

6 Vissen

Onder de Wnb is geen van de zeevissoorten beschermd. De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Dat betekent dat in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver geen vissoorten aanwezig zijn die onder de Wnb (of de Wwoz) beschermd zijn. De bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver leidt daardoor ten aanzien van vissen niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

7 Cumulatie

De hiervoor beschreven effecten van een windpark in kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark.

In het hoofddocument van het MER worden cumulatieve effecten behandeld in hoofdstuk 6 en 7. Omdat de Wwoz cumulatie van toepassing is voor het kavelbesluit, wordt voor de volledigheid cumulatie ook behandeld in deze bijlage. Hiervoor wordt teruggegrepen op de bevindingen uit het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) (Rijkswaterstaat 2015, 2019, Potiek et al. 2022b).

In het KEC (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2015, van der Wal et al. 2015, Rijkswaterstaat 2019), waaronder KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b), is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van kavels I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken.

De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren, maar met toenemende aantallen turbines neemt ook de 'vrije' ruimte voor verstoringgevoelige soorten af. Daarnaast zijn ook de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Wel worden minder windparken gebouwd in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten zoals duikers, futen en zee-eenden (kustzone, binnen de 12 mijl).

Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bijvoorbeeld in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies of precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Dit zal echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 60 km van de kust niet gelden en daarom wordt barrièrewerking buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In dit hoofdstuk wordt gekeken naar de effecten van dit initiatief in cumulatie met windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 1.0 gebruikt (Rijkswaterstaat 2015), met actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek et al. 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbintypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek et al. 2022b). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

7.1 Vogels

De geschatte aantallen slachtoffers zoals vermeld in Tabel 2.1 zijn vergeleken met de eerdere schattingen binnen KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b).

Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat binnen KEC 4.0 alle vier de kavels voor IJmuiden Ver samengenomen zijn, terwijl voorliggend rapport enkel Kavel I en II behandelt. De schattingen voor Kavel III en IV zijn op moment van schrijven nog niet beschikbaar. Bovendien zijn binnen KEC 4.0 soorten aangewezen gegroepeerd als 'gevoelig voor aanvaringen' en/of 'gevoelig voor habitatverlies', op basis waarvan de grootste effecten verwacht worden. Het doel van voorliggende berekeningen was om voor elke soort een schatting van het totaaleffect van kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver weer te geven. Van deze groepering is binnen dit project afgeweken, en daarom zijn voor alle soorten de aantallen slachtoffers als gevolg van beide oorzaken gezamenlijk doorgerekend.

7.1.1 Zeevogels

Tabel 7.1 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers (zowel als gevolg van aanvaringen als habitatverlies) binnen de doorrekening voor Kavel I en II van dit document zich verhoudt tot de schattingen voor van het totaal aantal slachtoffers in windenergiegebied IJmuiden Ver (dus inclusief Kavels I t/m IV) binnen KEC 4.0.

Hieruit blijkt dat voor **noordse stormvogel** het geschatte aantal slachtoffers voor Kavel I en II (voor minimaal 1 alternatief) hoger is dan de gebruikte indicatieve schatting binnen KEC 4.0 voor alle kavels tezamen (Kavels I t/m IV). Het gaat echter om een relatief laag aantal slachtoffers, wat bij een afwijking van enkele slachtoffers resulteert in een groot relatief (procentueel) verschil. Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidige geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen.

Vervolgens zijn er populatiemodellen (cf. Potiek et al. 2019, 2022b) gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en/of waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten:

kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, noordse stormvogel, jan-van-gent en zilvermeeuw. Bovendien blijkt uit §2 dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidige geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen.

Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0 stand houden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden.

Voor de populatiemodellen is het nodig om de populatiegrootte te definiëren. Dit kan gedaan worden aan de hand van dichtheidskaarten. Binnen KEC 4.0 zijn twee verschillende dichtheidskaarten gebruikt (Potiek et al. 2022b). De dichtheden binnen het NCP zijn bepaald op basis van MWTL-data, maar voor een

kortere periode. De dichtheden buiten het NCP zijn daarentegen gebaseerd op ESAS-tellingen. Voor dit project zijn de gebruikte populatiegroottes gelijk gehouden aan het KEC 4.0 (cf. Potiek et al. 2022b, Soudijn et al. 2022).

Voor jan-van-gent en zilvermeeuw zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de jan-van-gent een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook in voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn. Voor zilvermeeuw betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart. Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment. Deze nieuwe dichtheidskaart is alleen voor het NCP ontwikkeld, terwijl voor de cumulatieve impact assessment ook internationale windparken meegenomen moeten worden. Daarom zijn de slachtofferaantallen van Nederlandse windparken gebaseerd op de geüpdatet dichtheidskaart en voor de internationale windparken op de slachtofferaantallen uit het KEC 4.0. Daarnaast zijn bij de berekeningen voor jan-van-gent in het kader van het MER voor IJmuiden Ver aanvullende dichtheidskaarten en een ander uitwijkpercentage gehanteerd dan in de berekeningen voor het KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER).

Tabel 7.1 Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden. * Voor jan-van-gent is in de huidige doorrekening gebruik gemaakt van andere dichtheidsgegevens en een ander uitwijkpercentage dan in KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER), waardoor de verhouding met KEC 4.0 niet relevant is.

Soort	Huidige doorrekening kavel I + II						Kec 4.0 doorrekening IJmuiden ver kavel I t/m IV			Verhouding huidige doorrekening versus kec 4.0	
	Alternatief 1			Alternatief 2			Aanvaringen	Habitatverlies	Totaal	Alternatief 1	Alternatief 2
Aanvaringen	Habitatverlies	Totaal	Aanvaringen	Habitatverlies	Totaal						
Jan-van-gent	14	1	15	10	1	12	219	6	225	*	*
Kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
Zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
Grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
Dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
Drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
Noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
Zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
Alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

Populatiemodellen

In deze paragraaf worden voor de kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, drieteenmeeuw, noordse stormvogel, jan-van-gent en zilvermeeuw in Tabel 7.2 de belangrijkste resultaten weergegeven, die gelden zowel voor alternatief 1 als alternatief 2. Hierin wordt voor elk scenario

(null scenario = zonder windparken; Basic_2030 = Nederlandse windparkontwikkeling volgens Routekaart 2030; Internationaal = internationale windparken in de zuidelijke Noordzee naar verwachting operationeel in 2027, het jaar dat IJmuiden Ver in bedrijf genomen zou worden) aangegeven of de ALI (Acceptable Levels of Impact; Potiek et al. 2022a) drempelwaarde wordt overschreden. Voor elke soort is een maximale populatie-afname vastgesteld. Binnen deze aanpak wordt getoetst of de kans op een dergelijke populatie-afname als gevolg van de impact een bepaalde soortspecifieke kans overschrijdt. De ALI-drempelwaarden zijn in de vorm van: de kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door LNV voorlopige drempelwaarden opgesteld, die afhankelijk zijn van de IUCN-status van de betreffende soort (Potiek et al. 2022b).

In Tabel 7.2 wordt dit per soort weergegeven als ALI-overschrijding TRUE (overschrijding) of FALSE (geen overschrijding). In § 11.1.2 van het Achtergronddocument (bijlage 4 MER) en specifiek voor de jan-van-gent in bijlage 5 van het MER wordt een gedetailleerde beschrijving van de uitkomsten van de populatiemodellen per soort gepresenteerd. In aanvulling hierop is in bijlage 11 van het MER getoetst aan de inmiddels aangescherpte ALI-normen.

Tabel 7.2 Resultaten populatiemodellen voor de kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, noordse stormvogel, jan-van-gent en zilvermeeuw voor alternatief 1 en 2 (met een tiplaagte van 25 m) en in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en of internationaal (operationele windparken t/m 2027). De causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname (ALI) wordt met 'TRUE' (overschrijding) of 'FALSE' (geen overschrijding) weergegeven. Volgens de huidige berekeningen wordt de drempelwaarde bij geen van de soorten bij de onderzochte scenario's overschreden.

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Kleine mantelmeeuw	Drieteenmeeuw	Dwergmeeuw	Grote mantelmeeuw	Noordse stormvogel	Jan-van-gent	Zilvermeeuw
Basic_2030	Aanvaringen	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
Basic_2030	Totaal	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
International	Aanvaringen	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
International	Habitatverlies	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE
International	Totaal	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE	FALSE

Conclusie

Onder de aanname dat voor Kavel III en Kavel IV het aantal slachtoffers vergelijkbaar is met die van Kavels I en II, wordt het aantal geschatte slachtoffers voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw en noordse stormvogel hoger dan de eerdere schatting binnen KEC 4.0. Voor deze soorten zijn daarom de cumulatieve effecten opnieuw op populatieniveau doorgerekend, waarbij de eerdere berekeningen voor IJmuiden Ver zijn vervangen door de nieuwe berekeningen. Daarnaast zijn de berekeningen voor jan-van-gent en zilvermeeuw geactualiseerd met de meest recente gegevens, zoals hiervoor is aangegeven. Verder zijn de effecten voor grote mantelmeeuw doorgerekend, aangezien voor deze soort de 1% norm werd overschreden.

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor jan-van-gent en zilvermeeuw wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Voor de zilvermeeuw kan dit deels komen door het lagere aantal slachtoffers dat wordt voorspeld voor kavel I en II ten opzichte van de berekeningen in het KEC 4.0 voor IJmuiden Ver, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's. Daarnaast zijn bij de berekeningen voor jan-van-gent in het kader van het MER voor IJmuiden Ver aanvullende dichtheidskaarten en een ander uitwijkpercentage gehanteerd dan in de berekeningen voor het KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER).

Aanvullend hierop zijn soorten getoetst waarvan de ALI-normen zijn aangescherpt (zie bijlage 11 van het MER). Conclusie daaruit is dat ook op basis van deze nieuwe ALI-normen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten kunnen worden, met uitzondering voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027). In het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) kunnen significant negatieve effecten voor alk en zeekoet wel worden uitgesloten. De bijdrage van windparken in kavel I / IV aan het cumulatieve aantal slachtoffers in alle offshore windparken in de Zuidelijke Noordzee (internationale scenario) is echter verwaarloosbaar (0,03% voor zeekoet en 0,06% voor alk). Dit komt doordat de aantallen slachtoffers in Britse en Duitse windparken vele malen hoger liggen omdat deze dichterbij broedkolonies zijn gelegen. In het geval van de zeekoet en de alk worden slachtoffers bijna uitsluitend verwacht als gevolg van habitatverlies.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden en wordt alleen de nieuwe ALI-norm voor zeekoet en alk in het internationale scenario overschreden, waarbij vermeldt moet worden dat de bijdrage van windparken in IJmuiden Ver I/IV verwaarloosbaar is op basis van zware worst-case aannames.

7.1.2 Watervogels en landvogels tijdens seizoenstrek

Naast (trekkende) zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden et al. 2009).

In tegenstelling tot lokaal verblijvende zeevogels (zie § 6.1.1 van het Achtergronddocument) kan voor trekvogelsoorten geen Nederlandse populatie bepaald worden. De meeste slachtoffers onder trekvogels vallen onder vogels die Nederland passeren in de trektijd (voorjaar en najaar) tijdens hun seizoenstrek tussen broed- en overwinteringsgebieden. Deze slachtoffers zijn dus afkomstig uit de hele flyway-populatie. Er is geen onderscheid te maken welke van deze vogels afkomstig is uit Nederland en welke uit het buitenland (bijvoorbeeld het noorden/noordoosten Scandinavië, Rusland, waar veel trekvogelsoorten vandaan komen). Daarom is ook besloten om te toetsen aan de gehele flyway-populatie.

In opdracht van Rijkswaterstaat is in de KEC 1.0 studie met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Rijkswaterstaat 2015). Voor een aantal van deze soorten is bepaald dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven. De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld (Potiek et al. 2022b). Deze soorten betreffen de kleine zwaan, rotgans, bergeend, wulp, kanoet, rosse grutto, zwarte stern en spreeuw. De populatiemodellen voor deze soorten hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en de op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

Conclusie

Op basis van de bovengenoemde uitkomsten en de op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

7.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar aantallen, populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en gedrag op zee zijn onbekend. Ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn de twee soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee. Een vergroting van de monitoringsinspanning is echter noodzakelijk om kwantitatieve uitspraken te doen over effecten. Voor de meeste vleermuissoorten is de informatie aangaande de grootte van bronpopulaties dermate ontoereikend dat een realistische inschatting van effecten niet mogelijk is.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) zijn voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gedaan in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de PBR van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Deze PBR waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is er niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot PBR waarden van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden, en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden.

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populatie, nemen we bestaande of vergunde windparken mee in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2022 zou het aantal turbines in de zuidelijke Noordzee t/m IJmuiden Ver in 2027 op 7.169 uitkomen (cf. Potiek et al. 2022b). Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuislachtoffer zal vallen (zie § 5.3.1), kan cumulatief ook met 7.169

vleermuislachtoffers per jaar worden gerekend. Van het totaal aantal vleermuizen in de zuidelijke Noordzee wordt het aandeel ruige dwergvleermuizen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 2,6% (Rijkswaterstaat 2015). Daarmee kunnen de jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen op 6.861 en onder rosse vleermuizen op 186 dieren worden geschat. Door toepassing van een stilstandvoorziening (zie Ecologische Achtergrondrapportage (bijlage 4 MER)) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd. Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 4.109 dieren, ruim boven de PBR van 1.905 dieren, en onder rosse vleermuizen op 112 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren.

Conclusie

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015, Leopold et al. 2020). Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het worst case-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook niet na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. Belangrijke kanttekening hierbij is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.

7.3 Zeezoogdieren

In paragraaf 7.6 van het MER zijn de cumulatieve effecten uitgebreid beschreven. Bij toepassing van de geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden tot 2030 is de Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) voor bruinvissen niet in het geding. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 160\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant (zie bijlage 6 van het MER) met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm⁷ niet wordt overschreden.

Aanvullend zijn cumulatieve berekeningen gemaakt met een geluidnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 164\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor alle zes kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie maximaal 3,4% van het aantal bruinvissen op het NCP (zie bijlage 6 van het MER). Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten.

Ook voor zeehonden zijn significant negatieve effecten op de zeehondenpopulatie ten gevolge van de uitrol van wind op zee 2016 - 2030 op het NCP uitgesloten.

⁷ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

7.4 Benthos

In kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver komen geen benthosoorten voor die zijn beschermd onder de Wnb. De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet natuurbescherming. Omdat om deze reden effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos niet aan de orde zijn, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

7.5 Vissen

Onder de Wnb is geen van de zeevissoorten beschermd. De Wwoz hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Omdat om deze reden effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op vissen niet aan de orde zijn, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

8 Overzicht van mitigerende maatregelen

Om het aantal slachtoffers onder vogels en vleermuizen te verminderen kan een aantal maatregelen getroffen worden. In het MER is een aantal maatregelen benoemd (Tabel 8.1).

Tabel 8.1 Mitigatiemaatregelen om slachtoffers te verminderen onder vogels en vleermuizen zoals geïnventariseerd in het MER.

	Maatregel	Toelichting	Haalbaarheid en/of effectiviteit	Maatregel selecteren
	Aanlegfase en verwijderingsfase			
1	Bouw in de periode juni t/m september	In deze periode zijn de meest verstoringsgevoelige vogelsoorten niet in het plangebied aanwezig	In deze periode zijn op zee relatief gunstige weersomstandigheden voor constructie. Het windpark omvat echter de bouw van minimaal 47 turbines. Niet bekend of constructiewerk binnen deze periode past.	Mogelijk
2	'S Nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is.	Nee
3	Inzet van geluiddempende systemen tijdens het heien	Verstoring door geluid wordt beperkt	Effecten van geluid op vogels zijn onbekend, waardoor nut en noodzaak van deze maatregel ongewis is.	Nee
	Operationele fase			
4	Zo klein mogelijk aantal en grotere turbines	Leidt tot minder aanvaringslachtoffers	Verwachte ontwikkeling in toekomst. Mogelijk duurdere constructie van grotere turbines, maar kostenreductie bij onderhoud.	Ja
5	Tweebladige turbines in plaats van driebladige turbines	Leidt tot minder aanvaringslachtoffers	Weinig concurrentie binnen deze categorie (slechts enkele fabrikanten) maakt voorschrijven van deze turbines niet mogelijk.	Nee
6	Introduceren van 'doorvliegcorridors' binnen het windpark	Het is onbekend wat de minimale breedte en 'richting' van een 'corridor' zou moeten zijn.	Tussen en in de kavels ontstaan al corridors ten gevolge van de aanwezigheid van kabels en leidingen.	Wordt al in voorzien (inherent aan ligging kabels en leidingen in gebied)
7	Zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) windpark	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder verstoring	Verkleinen park met behoud vermogen leidt tot meer windafvang.	Ja
8	Verhogen detectiekans turbines (bladen) door reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen	Aannemelijk, (nog) niet ondersteund door empirisch onderzoek, dat vergroten detectiekans turbines leidt tot vermindering van aantal aanvaringslachtoffers. Dit is	Niet bekend op welke manier dit toegepast kan worden voor welke soorten en wat de neveneffecten zijn (toename verstoring). Effectiviteit onbekend.	Nee

	Maatregel	Toelichting	Haalbaarheid en/of effectiviteit	Maatregel selecteren
		vogelsoort-specifiek. (May et al. 2015).		
9	Onderhoudswerkzaamheden later in de zomer uitvoeren.	Hoogste aantal aanvaringslachtoffers onder vogels valt in het voorjaar/vroege zomer.	In deze periode zijn op zee relatief gunstige weersomstandigheden voor onderhoud.	Nee
10	'S Nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend en vogel-aantrekkend; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is.	Nee
11	Stilstandvoorziening tijdens piekmomenten van vogeltrek op rotorhoogte	Op momenten dat er veel vogels langskomen op rotorhoogte (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen. Deze techniek staat echter nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog uitsluitend in testprojecten toegepast.	Haalbaarheid in de praktijk (nog) niet goed bekend, maar in bestaande vergunningen al wel opgenomen.	Ja
	Vleermuizen			
12	Opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) verhogen in relevant seizoen en tijdstip van de dag.	De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens rustige, windomstandigheden gemeten. Stilstand bij lage windsnelheid in relevant seizoen/tijdstip voorkomt aanvaringen van trekkende vleermuizen.	Het is (op land) aangetoond dat deze veranderingen de vleermuissterfte met 44 - 93% kunnen verminderen (Baerwald et al. 2009). Balans tussen daling energieopbrengst en voorkomen aantal slachtoffers moet afgewogen worden.	Ja

Maatregelen 4, 7, 11 en 12 kunnen ertoe leiden dat het aantal slachtoffers van vogels en vleermuizen lager wordt. Van maatregel 11 is momenteel geen kwantitatieve reductie te bepalen (Krijgsveld et al. 2015). Wel wordt binnen het Wozep-programma aandacht hieraan geschonken om stappen te zetten. De vier maatregelen worden ook overwogen in het besluitvormingsproces. Vaststelling is afhankelijk van de uitkomsten van een afweging van effectiviteit (verminderen slachtoffers) en haalbaarheid (afname energieopbrengst en toename kosten).

LITERATUUR

- Abt, K. & A. Konter, 2009. Survival rates of adult European grebes (Podicipedidae). *Ardea* 97: 313-321.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- Bauchau, V., H. Horn & O. Overdijk, 1998. Survival of Spoonbill on Wadden Sea islands. *Journal of Avian Biology* 29: 177-182.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366.
- BTO Bird facts: Robinson, R.A. 2005. BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland (BTO Research Report 407). BTO, Thetford [<http://www.bto.org/birdfacts>, accessed July 2020].
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.
- Flegg, J.J.M. & D.E. Glue, 1973. A water rail study. *Bird Study* 20: 69-80.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Report 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Hewson, C. M., K. Thorup, J.W. Pearce-Higgins & P.W. Atkinson, 2016. Population decline is linked to migration route in the Common Cuckoo. *Nature Communications* 7: 12296.
- Krijgsveld K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. Report 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leopold, M.F., M. Booman, M.P. Collier, N. Davaasuren, R.C. Fijn, A. Gyimesi, J. de Jong, R. Jongbloed, B. Jonge Poerink, J.C. Kleyheeg-Hartman, K.L. Krijgsveld, S. Lagerveld, R. Lensink, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2014. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Report C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen / Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Report 2016.031. Zoogdierverseniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.
- Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox, R.W. Furness, R. Bullman & M. Desholm, 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science* 66: 746-753.

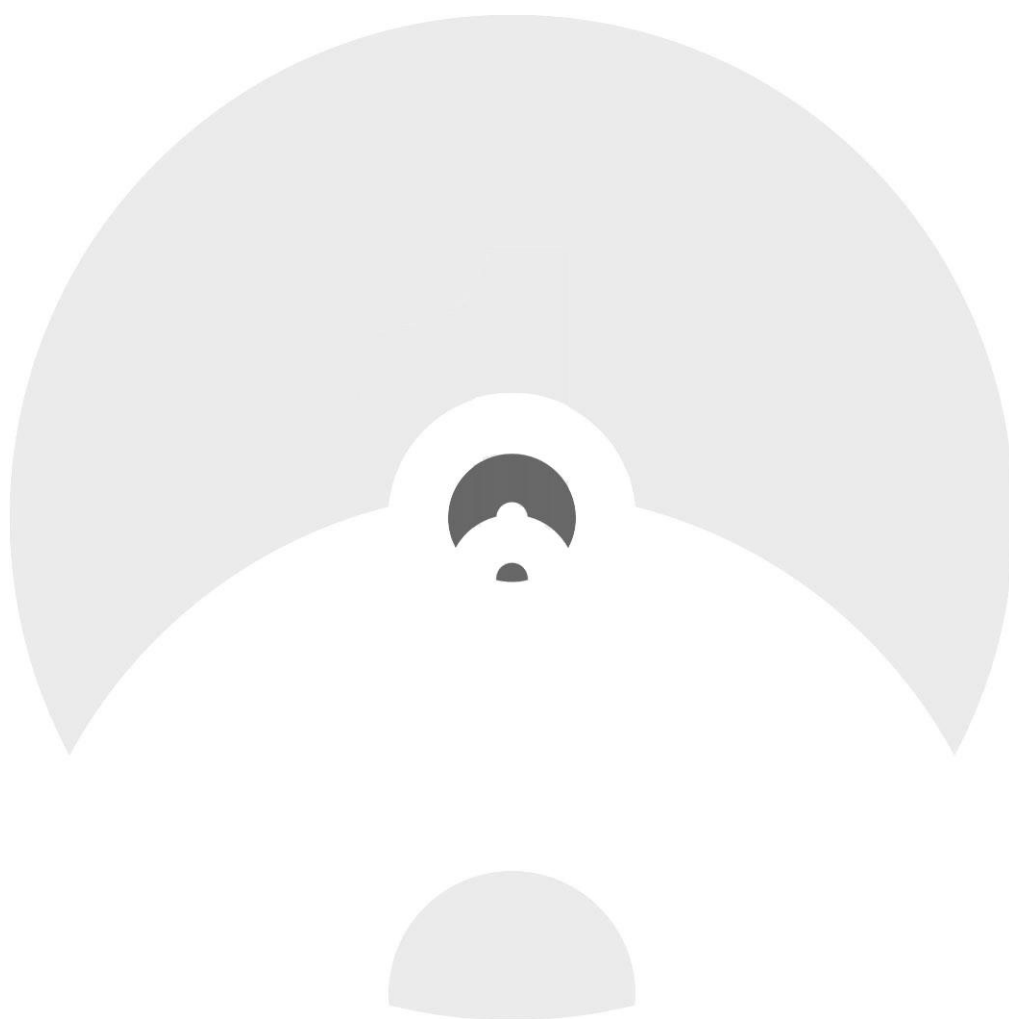
- May, R., O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42: 170-181.
- McGregor, R.M., S. King, C.R. Donovan, B. Caneco & A. Webb, 2018. A Stochastic Collision Risk Model for Seabirds in Flight. *Marine Scotland*.
- Møller, A.P., 2009. Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. *Oecologia* 159: 849-858.
- Møller, A.P., J.J. Soler & M.M. Vivaldi, 2010. Spatial heterogeneity in distributions and ecology of Western Palearctic birds. *Ecology* 20: 2769-2782.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortteksten dwergmeeuw, dwergster, grote jager en zilvermeeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018a. Phenological changes in a migratory swan coping with climate change. 6th International Swan Symposium. Abstract 52.
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018b. Migratory swans adapting to climate change: short-stopping or short-staying? 6th International Swan Symposium. Abstract 69.
- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten Distance sampling en Distance analysis vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan 'Wind op Zee' mei 2010 – april 2011. Report 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., M.P. Collier, H. Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B - Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Soudijn, F.H., C. Chen, A. Potiek & S. van Donk, 2022. Density maps of the herring gull for the Dutch continental shelf. Memo to supplement the seabird assessment reports within KEC ("Kader Ecologie en Cumulatie") 4.0. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Steunpunt Natura 2000, 2009. Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Regiebureau Natura 2000, Utrecht.
- van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.
- van der Winden, J & P. W. van Horssen, 2008. A population model for the black tern *Chlidonias niger* in West-Europe. *Journal of Ornithology* 149: 487-494.



Wetlands International 2022. Waterbird Population Estimates: AEWA CSR8. wpe.wetlands.org.

Wood, K.A., J.L. Newth, G.M. Hilton, B.A. Nolet & E.C. Rees, 2016. Inter-annual variability and long-term trends in breeding success in a declining population of migratory swans. *Journal of Avian Biology* 47: 597-609.

Bijlage 9
Passende Beoordeling



Passende Beoordeling Kavel I en II

Windenergiegebied IJmuiden Ver

Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

721180 | Definitief

6-6-2023



Pondera

Hoofdvestiging Nederland
Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
088 – pondera (088-7663372)
info@ponderaconsult.com

Postadres
Postbus 919
6800 AX Arnhem

Vestiging South East Asia
Jl. Mampang Prapatan XV no 18
Mampang
Jakarta Selatan 12790
Indonesia

Vestiging North East Asia
Suite 1718, Officia Building 92
Saemunan-ro, Jongno-gu
Seoul Province
Republic of Korea

Colofon

Soort document
Passende Beoordeling Kavel I en II

Projectnaam
Windenergiegebied IJmuiden Ver

Versienummer
Definitief

Datum
6-6-2023

Project nummer
721180

Opdrachtgever
Ministerie van Economische Zaken en Klimaat

Auteurs
Maarten Jaspers Faijer, Joost Sissingh, Abel
Gyimesi, Floor Heinis

Nagekeken door
Sergej van de Bilt

Disclaimer

In het onderzoek is gebruik gemaakt van algemeen geaccepteerde uitgangspunten, modellen en informatie die ten tijde van het opstellen van dit rapport ter beschikking stonden. Aanpassingen in de uitgangspunten, modellen of gebruikte gegevens kunnen leiden tot andere uitkomsten. De aard en de nauwkeurigheid van de gebruikte gegevens voor het onderzoek bepalen in belangrijke mate de nauwkeurigheid en de onzekerheden van de berekende uitkomsten. Pondera is niet aansprakelijk voor gederfde inkomsten of schade die wordt geleden door opdrachtgever(s) en/of derden uit conclusies die gebaseerd zijn op gegevens die niet van Pondera afkomstig zijn. Deze rapportage is opgesteld met de intentie dat deze alleen gebruikt wordt door de opdrachtgever en slechts voor het doel waarvoor de rapportage is opgesteld. Er mag geen beroep worden gedaan op de informatie uit deze rapportage voor andere doeleinden zonder schriftelijke toestemming van Pondera. Pondera is niet verantwoordelijk voor de consequenties die kunnen voortvloeien uit het oneigenlijk gebruik van de rapportage. De verantwoordelijkheid voor het gebruik van (de analyse, resultaten en bevindingen in) de rapportage blijft bij de opdrachtgever. De Rechtsverhouding opdrachtgevers – architect, ingenieur en adviseur conform DNR 2011 is te allen tijde van toepassing.

Inhoudsopgave

1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Achtergrond	1
1.3	Leeswijzer	3
2	Beleid en wetgeving	4
2.1	Wet windenergie op zee	4
2.2	Vogel- en Habitatrichtlijn en Wet natuurbescherming	5
2.3	Natuurnetwerk Nederland	6
2.4	Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving	6
3	Voorgenomen activiteit	7
3.1	Uitgangspunten voor het windpark	7
3.2	Bandbreedte benadering	7
3.3	Voorkeursalternatief (VKA)	9
4	Afbakening	11
4.1	Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep	11
4.2	Ingreep- effectrelaties per fase	18
4.3	Vogels	21
4.4	Zeezoogdieren	22
4.5	Natura 2000-gebieden	23
5	Huidige situatie	25
5.1	Vogels	25
5.2	Zeezoogdieren	31
6	Effectanalyse	41
6.1	Vogels	41
6.2	Zeezoogdieren	49
6.3	Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied	64
7	Stikstofdepositie	75
8	Cumulatie	77
8.1	Vogels	77
8.2	Zeezoogdieren	81
9	Literatuurlijst	91

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Nederland heeft ambitieuze doelstellingen geformuleerd voor het realiseren van de opwekking van duurzame - hernieuwbare - energie. Windenergie speelt daarin een prominente rol. De periode tot en met 2030 richtte zich tot nu toe op de doelstelling uit het Klimaatakkoord om in 2030 jaarlijks 49 TWh aan windenergie van zee te produceren. Daarvoor is een capaciteit van ongeveer 11,5 gigawatt (GW) nodig. Deze doelstelling is geoperationaliseerd in twee routekaarten windenergie op zee (2023 en 2030). In die routekaarten is circa 11 gigawatt aan opgesteld vermogen voorzien door windparken op zee in 2030. Het gaat in de routekaart van 2030 om 1,4 GW in het gebied Hollandse Kust (west), 4 GW in het gebied IJmuiden Ver en 0,7 GW in het gebied Ten noorden van de Waddeneilanden. Aanvullend op deze doelstelling heeft de minister met de vaststelling van drie nieuwe windenergiegebieden in het Programma Noordzee aangegeven voor 2030 nog eens 10,7 GW extra aan wind op zee te willen realiseren. De Wet windenergie op zee geeft het Rijk de mogelijkheid kavels uit te geven voor de ontwikkeling van windparken op zee.

Om deze doelstellingen in 2030 te halen, moeten de komende jaren nieuwe kavels worden vastgesteld en uitgegeven. De kavels worden vastgesteld binnen de grenzen van de gebieden die als windenergiegebied zijn aangewezen in het Programma Noordzee. In het kavelbesluit wordt bepaald waar en onder welke voorwaarden een windpark gebouwd en geëxploiteerd mag worden. Na een kavelbesluit volgt vergunningverlening. Alleen de vergunninghouder heeft het recht om op de locatie van de kavel een windpark te bouwen en te exploiteren. In het Waterbesluit zijn algemene regels voor windparken op zee vastgelegd.

De Minister voor Klimaat en Energie kan een kavelbesluit nemen en stelt ten behoeve van het kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op. Dit gebeurt in overeenstemming met de Minister van Infrastructuur en Waterstaat, de Minister voor Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening en de Minister voor Natuur en Stikstof.

Passende beoordeling (PB)

Uit onderzoek dat in opdracht van Rijkswaterstaat is uitgevoerd (Prins et al, 2008), is gebleken dat het niet mogelijk is om op voorhand significant negatieve effecten van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken op in Natura 2000-gebieden beschermde populaties van vogels en zeezoogdieren uit te sluiten. Voor ieder initiatief voor de bouw en exploitatie van een windpark in de Noordzee dient dan ook een locatiespecifieke Passende Beoordeling (PB) opgesteld te worden, waarin de effecten van aanleg, exploitatie en verwijdering op beschermde natuurwaarden in Natura 2000-gebieden in kaart gebracht worden. Voorliggend document is de invulling van dit advies conform de wettelijke vereisten voor kavel I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.

1.2 Achtergrond

Een PB houdt volgens het Europese Hof van Justitie in dat de beste wetenschappelijke kennis ter zake gebruikt moet worden om alle aspecten van de activiteit die op zichzelf of in combinatie met andere activiteiten effecten kunnen hebben (cumulatie), in beeld te brengen, in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) behorende bij Natura 2000-gebieden (ABRvS 27 maart 2002, Nieuwsbrief StAB 3/2002, nr. 02-44). Toestemming voor de activiteit kan pas worden verleend als het

bevoegd gezag zekerheid heeft verkregen dat er geen schadelijke gevolgen optreden (onderzoeksplicht). Het Hof geeft aan dat de vereiste zekerheid eruit bestaat, dat er wetenschappelijk gezien redelijkerwijs geen twijfel bestaat dat er geen schadelijke gevolgen zijn. Bovendien blijkt uit de overwegingen van het Hof dat de zekerheid moet worden verkregen door het bevoegd gezag.

1.2.1 Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee

In 2008 heeft Deltares het rapport 'Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms' (Prins et al. 2008) geschreven als handreiking voor het opstellen van Passende Beoordelingen van windparken op zee. Dit rapport gaf een algemene beschrijving van de mogelijke effecten van de aanleg en aanwezigheid van offshore windparken op Natura 2000 (N2000)-waarden en beschrijft de kwantitatieve methoden voor het bepalen van de effecten op deze N2000-waarden.

1.2.2 Update Framework Appropriate Assessment

In de jaren na de vergunningverlening van de zogenaamde 'Tweede ronde windparken' is nader onderzoek verricht in binnen- en buitenland naar de effecten van de aanleg en aanwezigheid van windparken op zee. Naar aanleiding hiervan zijn rapportages opgesteld over de voortgang van kennis op dit gebied (Boon et al, 2012) en is aangegeven hoe deze kennis dient te worden gebruikt in de eventuele aanpassingen van methoden en technieken voor de inschatting van voornoemde effecten in passende beoordelingen (Boon et al. 2012), een update van de eerder opgestelde Handreiking voor het opstellen van passende beoordelingen voor windparken op zee (Prins et al. 2008).

Er is besloten om de update (Boon et al, 2012) te concentreren op de methoden om effecten kwantitatief in te schatten. De resultaten van het shortlistonderzoek, van relevante en openbare studies in de twee offshore windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amalia Windpark (PAWP) en van relevante internationale studies, zijn gebruikt voor deze update. Het update rapport moet worden gezien als een aanvulling op het Framework Appropriate Assessments uit 2008, de Handreiking Passende Beoordelingen van windparken op zee.

1.2.3 KEC

Volgens het Nationaal Waterplan 2016-2021 en bijbehorende Beleidsnota Noordzee 2016-2021 moeten ruimtelijke besluiten, zoals kavelbesluiten, voor windenergie op zee worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie. Aan de hand van dat toetsingskader wordt beoordeeld of uitgesloten kan worden dat een windpark op zee afzonderlijk, of in cumulatie met andere windparken, ongewenste effecten op de ecologie zal hebben. Dat toetsingskader wordt het 'Kader Ecologie en Cumulatie' (KEC) genoemd. Het KEC is in 2021/2022 (versie 4.0) op basis van de laatste inzichten herzien¹. Dit kader is waar relevant ook gehanteerd bij de onderhavige PB. Voor het overige wordt in de PB de toets uitgevoerd op basis van effecten van de aangevraagde activiteit op IHD van N2000-gebieden.

In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 1.0 gebruikt (Rijkswaterstaat 2015), met actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek et al. 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde

¹ Zie www.noordzeeloket.nl/functionies-en-gebruik/windenergie/ecologie.

slachtofferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek et al. 2022b). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een toelichting gegeven op de relevante wetgeving en beleid en de voor dit project gehanteerde procedure voor een PB. In hoofdstuk 3 wordt een beknopte beschrijving van de voorgenomen ingreep gegeven. Hoofdstuk 4 beschrijft de afbakening van deze PB; op basis van de ingreep-effectrelaties wordt een overzicht gegeven van de Natura 2000-gebieden en soorten die mogelijk effecten ondervinden. De huidige situatie van de in de PB meegenomen soorten wordt weergegeven in hoofdstuk 5. Een beschrijving van de gehanteerde methodologie en de effectenanalyse wordt gegeven in hoofdstuk 6, alsmede de samenvattende beoordeling van elk van de relevante Natura 2000-gebieden. Hoofdstuk 7 gaat specifiek in op het effect van stikstofdepositie als gevolg van de komst van windturbines. Hoofdstuk 8 geeft tot slot cumulatieve effecten met andere plannen en projecten weer.

2 Beleid en wetgeving

2.1 Wet windenergie op zee

Het kavelbesluit behelst tevens de beoordeling van de natuuraspecten. Dit betekent dat geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wet natuurbescherming (Wnb) is vereist voor windparken op zee, waarvoor een kavelbesluit wordt genomen. In het kavelbesluit worden op basis van onderzoek zo nodig voorschriften ten behoeve van de bescherming van specifieke natuurwaarden opgenomen.

Artikel 5 van de Wet windenergie op zee geeft aan dat de projecten die vallen onder het kavelbesluit niet vergunningplichtig zijn in het kader van de Wnb. Echter, indien die projecten of andere handelingen de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in een Natura 2000-gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor het gebied is aangewezen, dient wel gevolg gegeven te worden aan hetgeen gesteld in artikel 2.8 van de Wnb voordat een kavelbesluit kan worden genomen (onder andere het opstellen van een Passende Beoordeling).

Op het tijdstip waarop het kavelbesluit wordt vastgesteld, is nog onbekend door wie het windpark zal worden gerealiseerd en welke materialen en technieken zullen worden gebruikt. Het kavelbesluit zal een bandbreedte aan mogelijkheden (bijvoorbeeld minimale en maximale turbine-afmetingen, aantal turbines, type en kenmerken van funderingen etc.) vastleggen waarbinnen de toekomstige ontwikkelaar zal moeten blijven. De Minister van Economische Zaken en Klimaat stelt (in overeenstemming met de Minister van Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister voor Natuur en Stikstof) in het kader van het kavelbesluit de PB op voor de gevolgen van de bouw-, exploitatie en verwijdering van het windpark voor Natura 2000-gebieden.

Door in voorliggende PB de gevolgen van de uiterste varianten binnen de bandbreedte voor de natuur te onderzoeken (worst case benadering), kan worden aangetoond dat de effecten van alle mogelijke invullingen van het windpark varianten tussen deze uitersten liggen. Hierdoor hoeft de houder van een vergunning voor het bouwen, exploiteren en afbreken van een windpark in de kavel geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wnb aan te vragen. Hiervoor is het wel een vereiste dat het project (de bouw, de wijze van exploitatie van het windpark en het afbreken daarvan) in het kavelbesluit voldoende concreet zijn beschreven.

Wanneer de Minister van Economische Zaken en Klimaat (in overeenstemming met de Minister van Volkshuisvesting en Ruimtelijke ordening, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister voor Natuur en Stikstof) op grond van de PB niet met zekerheid kan vaststellen dat de gevolgen van het Natura 2000-gebied niet door het windpark zullen worden aangetast, kan hij toch het kavelbesluit vaststellen, indien wordt voldaan aan de volgende voorwaarden: er zijn geen alternatieve oplossingen, het project is nodig om dwingende redenen van groot openbaar belang, met inbegrip van redenen van sociale of economische aard en er worden de nodige compenserende maatregelen getroffen om te waarborgen dat de algehele samenhang van Natura 2000 bewaard blijft. Deze voorwaarden volgen uit artikel 2.7, tweede lid, van de Wnb. De te treffen compenserende maatregelen maken in dat geval deel uit van het kavelbesluit.

2.2 Vogel- en Habitatrichtlijn en Wet natuurbescherming

Het wettelijke kader voor de voorliggende PB wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrichtlijn. Deze is geïmplementeerd in de Wet natuurbescherming (Wnb), die voor wat betreft kavelbesluiten, is geïncorporeerd in de Wet windenergie op zee.

De aanwijzingsbesluiten voor de relevante Natura 2000-gebieden zijn van groot belang, omdat daarin de voor de gebiedstoetsing relevante instandhoudingsdoelstellingen zijn opgenomen. Hoewel de bij dit project betrokken speciale beschermingszones nog niet allemaal definitief zijn aangewezen, zijn ze op basis van hun aanmelding op grond van de Habitatrichtlijn wel beschermd. Enkele voor deze PB relevante gebieden, namelijk Bruine Bank, Noordzeekustzone, Vlake van de Raan, Doggersbank, Klaverbank, Friese Front en de Voordelta, zijn inmiddels definitief aangewezen.

Met name enkele Natura 2000-gebieden in zee die zijn aangemeld onder de Habitatrichtlijn en/of Vogelrichtlijn zijn van belang voor deze PB vanwege externe werking. Denk daarbij aan onderwatergeluid dat een effect heeft op in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren en verstoring en aanvaring van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels die in of nabij het windpark vliegen. Kavel I en II liggen namelijk zelf geheel buiten Natura 2000-gebieden. Het gaat hier om de gebieden Noordzeekustzone, Vlake van de Raan, Waddenzee, Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde & Saeftinghe, Doggersbank, Klaverbank, Bruine Bank en het Friese Front.

Deze gebieden zijn aangemeld op basis van het voorkomen van een aantal habitattypen (riffen, zandbanken), zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden), vogels (o.a. voor zeekoeten) en diadrome vissen (zoals prikken, elft en fint).

In de rest van dit document zal de term Natura 2000-gebieden gebruikt worden voor alle hiervoor genoemde gebieden (Vogelrichtlijn- en/of Habitatrichtlijn (VHR) gebied).

In de bepaling van de mogelijk negatieve effecten in deze PB zijn inhoudelijk drie aspecten van groot belang: mogelijk rechtstreekse aantasting, externe werking en cumulatieve effecten. Externe werking is het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan weliswaar buiten een Natura 2000-gebied gepland is, maar de effecten daarvan zich binnen dat gebied openbaren. Dit kan direct (van buiten naar binnen), bijvoorbeeld een turbine die net buiten een Natura 2000-gebied staat, maar waarvan de versturende werking (schrikeffect) voor soorten tot binnen het gebied reikt. Ook kan het effect indirect (van binnen naar buiten) optreden als bijvoorbeeld vogels die binnen het gebied beschermd zijn, zich tijdens het foerageren buiten het gebied begeven en dan in aanvaring komen met de turbine. In abstractere zin gaat het in dit geval om die effecten die op enig moment van de populatiedynamica van een soort, die in een nabijgelegen Natura 2000-gebied is beschermd, kunnen optreden, zodanig dat de gunstige staat van instandhouding van die soort in dat gebied kan worden aangetast of wanneer verbeterdoelen niet kunnen worden gehaald. De effecten waarover in deze PB wordt gesproken zijn meestal dergelijke externe effecten. De soorten die een negatief effect kunnen ondervinden van de aanleg en aanwezigheid van het windpark komen alle uit Natura 2000-gebieden rond de kustgebieden in Nederland of het buitenland. De trechtering van mogelijke effecten wordt uitgevoerd in hoofdstuk 4.

De cumulatie van effecten van andere plannen en projecten is het tweede belangrijke aspect dat dient te worden meegenomen in de toetsing. Ook andere plannen en projecten kunnen effecten hebben op

dezelfde beschermde natuurwaarden, en het effect van het initiatief dient in deze context te worden beschouwd. Dit vindt plaats in hoofdstuk 8.

2.3 Natuurnetwerk Nederland

In Nederland is het Natuurnetwerk Nederland (NNN; voormalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS)) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied IJmuiden Ver, maakt onderdeel uit van de NNN. De kern van de bescherming van het NNN is dat de kernwaarden van het gebied niet mogen worden aangetast door een ingreep zoals beschreven in de Nota Ruimte (VROM 2005). In de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is echter de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat windparken op zee in NNN-gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwerk van natuurgebieden op land en water wordt gecreëerd dat aansluit aan het Europees netwerk. De constructie van een windpark zal geen belemmeringvormen voor dit doel. Als gevolg van beide redenen zal de NNN dan ook niet verder beschouwd worden in onderhavig rapport.

2.4 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

In de VHR en de Wnb wordt geen onderscheid gemaakt tussen effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijk in hun natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, te worden meegenomen. Dit betekent dat voor die soorten waarvoor een Natura 2000-gebied is aangewezen en de staat van instandhouding zou kunnen worden aangetast door het geplande windpark, alle relevante Natura 2000-gebieden in de toetsing dienen te worden meegenomen. Met andere woorden: indien uit deze PB blijkt dat ook in een buitenlands Natura 2000-gebied natuurlijke kenmerken kunnen worden aangetast, dan dient de Minister voor Klimaat en Energie als het bevoegd gezag dit in zijn overweging voor het vaststellen van het kavelbesluit mee te nemen.

3 Voorgenomen activiteit

3.1 Uitgangspunten voor het windpark

Deze PB heeft betrekking op de uitgifte van kavel I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In kavel I en II wordt een windpark aangelegd, geëxploiteerd en na de duur van de vergunning weer verwijderd. De verwachte ingebruikname is in 2028/2029 en de aanleg vindt plaats in de jaren daarvoor en is afhankelijk van degene die het windpark gaat aanleggen.

De kavel die in Figuur 3.1 is afgebeeld is uitgangspunt geweest voor de effectbepaling in het MER en voor deze PB. De effecten die in deze PB zijn beschreven vormen een worstcase.

Aansluiting op het elektriciteitsnet gebeurt door middel van een offshore hoogspanningsstation (offshore high voltage station - OHVS) dat via een tweetal exportkabels naar de kust is aangesloten op het landelijke hoogspanningsnetwerk. De OHVS, exportkabels en netaansluiting worden door TenneT aangelegd en daarvoor wordt een separate milieueffectrapportage doorlopen, inclusief PB². De aansluiting op het elektriciteitsnetwerk valt daarom buiten de scope van deze PB.

3.2 Bandbreedte benadering

Kavel I en II binnen het windenergiegebied IJmuiden Ver worden uitgegeven met de mogelijkheid voor de windparkontwikkelaar om deze naar eigen wens in te richten. De bandbreedte waarbinnen gebleven moet worden, wordt vastgelegd in het kavelbesluit. In Kader 3.1 staat kort een uitleg van de bandbreedtebenadering en de te beschouwen alternatieven.

Kader 3.1 Bandbreedte

Bandbreedte

Door kavels uit te geven waarbinnen verschillende windturbineopstellingen en –types en funderingsmethoden mogelijk zijn, binnen een bepaalde bandbreedte, wordt een flexibele inrichting van de kavel mogelijk. De ontwikkelaar heeft de vrijheid om een optimaal ontwerp te maken voor het windpark in termen van kosteneffectiviteit en energieopbrengst. Deze bandbreedtebenadering stelt specifieke eisen aan deze PB. Normaliter wordt het voorkeursalternatief onderzocht op mogelijke effecten.

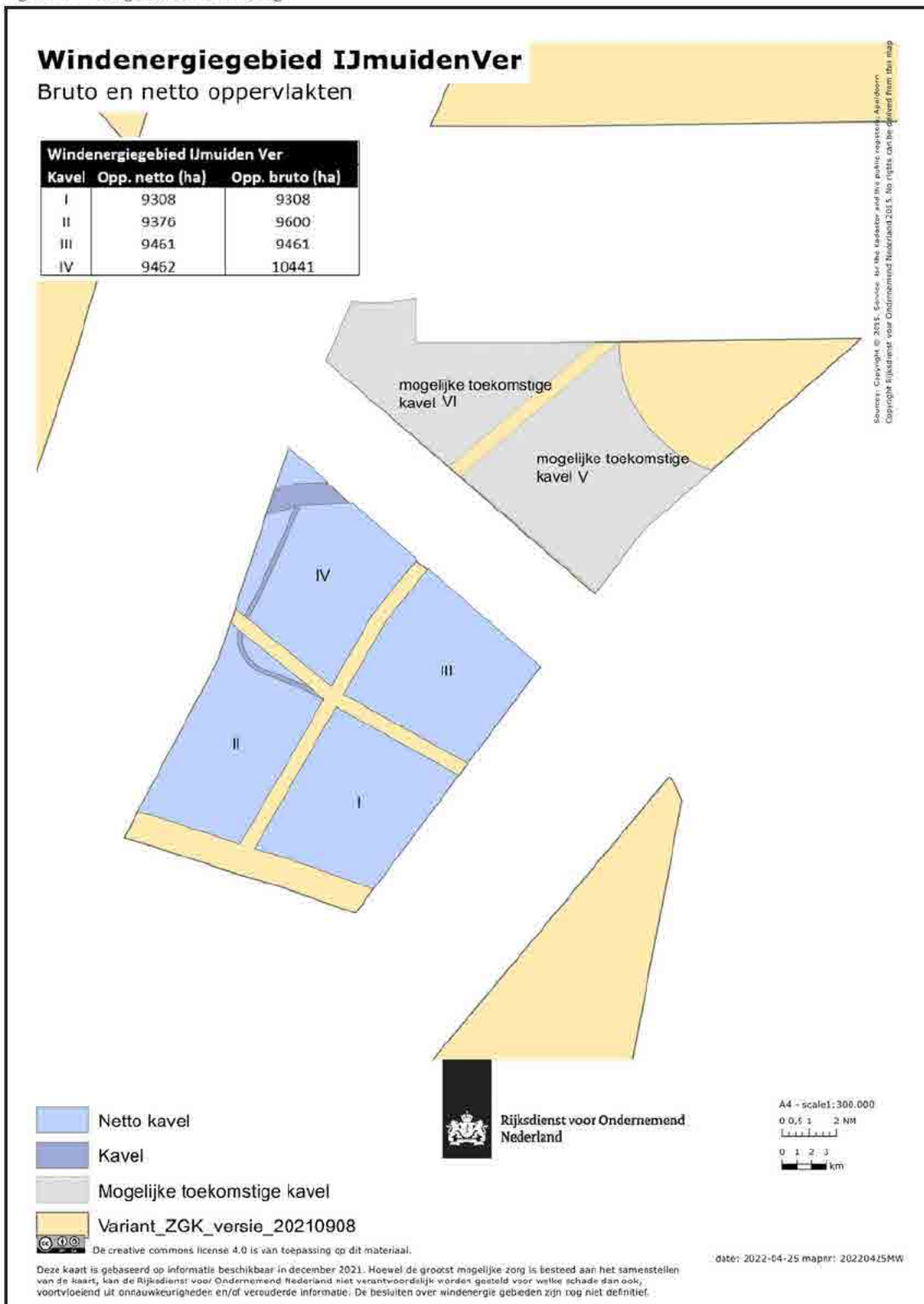
Het onderzoeken van alle mogelijke opstellingen is door de veelheid aan denkbare combinaties echter niet mogelijk. Daarom wordt uitgegaan van een worst case benadering: als de worst case situatie voor mogelijke effecten toelaatbaar is, dan zijn alle andere opstellingen die daarbinnen blijven eveneens mogelijk.

Alternatieven

De worst case situatie kan voor verschillende aspecten, bijvoorbeeld voor vogels en voor zeezoogdieren, anders zijn. Bij het onderzoek is hiermee rekening gehouden door meerdere worst case situaties te onderzoeken en te vergelijken.

² Zie <https://www.rvo.nl/onderwerpen/bureau-energieprojecten/lopende-projecten/noz-ijmuiden-ver-alpha>

Figuur 3.1 Voorgestelde verkaveling



3.3 Voorkeursalternatief (VKA)

Deze PB heeft betrekking op het voorkeursalternatief (VKA) zoals dat in het MER onderzocht wordt (hoofdstuk 12). Het VKA bestaat uit een voorkeursbandbreedte (en voorkeursligging van de kavel) in combinatie met mitigerende maatregelen.

De mitigerende maatregelen betreffen de maatregelen die op grond van het bestaande beleid (KEC en eerder genomen kavelbesluiten) zeker worden verbonden aan het kavelbesluit van kavel I en kavel II IJmuiden Ver (zie ook paragraaf 12.6 in het MER). Deze maatregelen dienen daadwerkelijk te worden genomen en hebben betrekking op vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en stikstofgevoelige habitattypen.

Mitigerende maatregelen m.b.t. vogels en vleermuizen die in het kavelbesluit zullen worden genomen:

- Stilstandsvoorziening bij het constateren van massale vogeltrek in combinatie met bepaalde weersomstandigheden.
- Verhogen van de cut-in windspeed (moment van gaan draaien van de rotor bij een bepaalde minimale windsnelheid) in de nacht gedurende de trekperiode van vleermuizen.

Mitigerende maatregelen m.b.t. onderwaterleven (zeezoogdieren) die worden genomen:

- De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een maximale waarde van 160 of 164 db re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron. Er zijn dus twee maximale waarden doorgerekend en de keuze welke waarde wordt gehanteerd wordt in het kavelbesluit onderbouwd. In het MER worden deze mogelijke normen niet als mitigerende maatregel gezien, maar als onderdeel van het voornemen en daarmee ook onderdeel van het VKA. In het kader van deze PB wordt de toepassing van deze mogelijke twee geluidsnormen als onderdeel van het VKA beschouwd. De vraag of dit al dan niet een mitigerende maatregel betreft is hierdoor niet relevant, aangezien de mogelijke effecten van het VKA op onderwaterleven in deze PB worden beoordeeld.

Naast de geluidsnormering dient gebruik gemaakt te worden van een 'soft start' procedure (heiwerkzaamheden vangen aan met een lage hei-energie zodat bruinvissen de gelegenheid krijgen om naar een veiliger locatie te zwemmen), eventueel in combinatie met zogenaamde 'Acoustic Deterrent Devices' (afschrikmiddel waardoor bruinvissen, zeehonden en vissen de tijd krijgen om weg te kunnen zwemmen van de hei-activiteiten).

Mitigerende maatregelen m.b.t. stikstofgevoelige habitattypen

- Het tijdens de gehele projectduur reduceren van de stikstofemissie op een zodanige wijze dat maximaal 0,00 mol N/ha/jaar depositie optreedt op stikstofgevoelige habitattypen.

In Tabel 3.1 is de bandbreedte weergegeven die (in combinatie met de bovengenoemde mitigerende maatregelen) geldt voor het voorkeursalternatief.

Tabel 3.1 Bandbreedte voor kavel I en II

Onderwerp	Bandbreedte
Totaal opgesteld vermogen kavel	Ca. 1 GW
Maximaal aantal turbines	67
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 15 MW

Tiphoogte individuele windturbines	Maximaal 305 meter
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	236 – 280 meter
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 4 maal de rotordiameter
Aantal bladen per windturbine	2, 3
Type funderingen	Monopile, multipile, gravity based structure, suction bucket
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SELss op 750 meter van de geluidsbron
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 11,5 tot 15 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 4 palen van 3 – 5 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot 50 meter in diameter
Suction Bucket	Tot 30 meter in diameter
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 meter diepte

In het MER is, waar zinvol, nagegaan wat de mogelijke worst case en best case situatie is zodat inzicht in de bandbreedte aan effecten ontstaat. De worst case situatie kan voor vogels en vleermuizen en voor zeezoogdieren anders zijn. In de PB is de worst case situatie als uitgangspunt genomen zodat de maximale effecten zijn bepaald die zich binnen het voorkeursalternatief (bestaande uit de voorkeursbandbreedte en de vastgestelde mitigerende maatregelen) voor kunnen doen. Voor vogels is de worst case situatie de opstelling met het grootste aantal turbines (67 x 15 MW) per kavel. Voor zeezoogdieren zijn in de PB beide uitersten van de bandbreedte voor wat betreft aantal turbines onderzocht, omdat op voorhand niet zeker is welke van de twee de worst case is, zie Tabel 3.2.

Tabel 3.2 Worst case en best case binnen de voorkeursbandbreedte. Op voorhand is niet te zeggen welke situatie worst of best case is voor onderwaterleven.

Milieuaspect	Bandbreedte per kavel	
Vogels en vleermuizen	Alternatief (Worst case)	Alternatief (Best case)
	67 x 15 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 236 m	50 x 20 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 280 m
Onderwaterleven	67 x 15 MW turbines 1 turbinelocatie per dag	50 x 20 MW turbines 1 turbinelocatie per dag

Voor het bepalen van de effecten van stikstofdepositie is de emissie bepaald van de activiteiten voor de aanleg van het windpark in kavel I en kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. Welke activiteiten dat zijn en welke uitgangspunten daarbij worden gehanteerd, wordt inzichtelijk gemaakt in hoofdstuk 7.

4 Afbakening

4.1 Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep

Uit de Handreiking (Prins et al. (2008) en update (Boon 2012)) blijkt dat er op bepaalde soort(groep)en op voorhand geen significante effecten verwacht worden, ongeacht de park- en locatiespecifieke omstandigheden. Deze soorten worden in dit hoofdstuk afgebakend en niet verder meegenomen in de analyse en de toetsing. Voorts zijn er soorten die niet in de Handreiking worden genoemd, maar waar in deze PB toch aandacht aan geschonken wordt. Zo kunnen bijvoorbeeld vleermuizen op de Noordzee voorkomen.

De aanleg, exploitatie en verwijdering van het windpark hebben op verschillende manieren een mogelijk effect op de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en habitats binnen Natura 2000-gebieden. Het gaat hierbij, zoals ook in de Handreiking (Prins et al. 2008, en update (Boon 2012)) aangegeven, voornamelijk om de effecten van onderwatergeluid tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en de aanwezigheid van de windparken tijdens de exploitatiefase. Ook gaat het om de effecten van stikstofemissie tijdens de gehele projectduur. Stikstof wordt verder apart in hoofdstuk 7 behandeld.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de kenmerken per fase, de mogelijke effecten en de soort-groepen die hierdoor beïnvloed kunnen worden.

Tabel 4.1 Ecologische lokale effecten als gevolg van de voorgenomen ingreep

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen						
		Fyto-plankton	Bodem-fauna	Vleer-muizen	Vissen & vislarven	Zeezoogdieren	Vogels	Habitattypen
Aanlegfase								
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	X	X		X	X		
	Geluid / trillingen		X		X	X	X	
Aanleg kabels	Ruimtebeslag		X		X			
	Waterkwaliteit	X	X		X	X		
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X		
	Stikstofdepositie							X
Exploitatiefase								
Aanwezigheid	Aanvaringsrisico			X			X	
Windturbines	Geluid/trillingen				X	X		
	Ruimtebeslag					X	X	
	Hard substraat		X		X		X	
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden		X		X	X		
Scheepvaart (onderhoud)	Geluid / trillingen				X	X		
	Stikstofdepositie							X
Verbod scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X		
	Verbod visserij		X		X	X	X	
Verwijderingsfase								

Fase	Mogelijke effecten	Soortgroepen					
		1	2	3	4	5	6
Verwijderen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Funderingen	Geluid / trillingen				X	X	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	
	Stikstofdepositie						X

X = de soortgroep wordt beïnvloed door het effect, deze invloed kan zowel positief als negatief zijn.

Leeswijzer

In de volgende paragrafen wordt in eerste instantie een korte analyse gegeven van de ingreep-effect relaties van de aanleg, exploitatie en verwijdering van windparken (paragraaf 4.1). Daarbij wordt nog niet uitgegaan van mitigerende maatregelen. Vervolgens wordt een afbakening gemaakt van de relevante soorten die in het kader van deze PB dienen te worden behandeld (paragraaf 4.1.1 tot en met 4.1.6). Ook de mogelijke effecten van de aanleg en het gebruik van het windpark op Natura 2000-habitats zijn in de Handreiking beperkt behandeld. Hierbij werden vooral de mogelijke relevante effecten opgemerkt van een verminderde aanvoer van vislarven op de kraamkamer- en opgroefuncties van habitattypen 1110 en 1140. De relevantie van mogelijke effecten van de aanleg, exploitatie en ontmanteling van windparken op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) op habitattypen in Natura 2000-gebieden zal worden behandeld in paragraaf 4.5.

4.1.1 Verwachte effecten op fytoplankton

De met de ingreep gepaard gaande activiteiten en kenmerken hebben geen significante effecten op fytoplankton in de kustzee en 'offshore'. De totale oppervlakte waar verstoring plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van het fytoplankton in de Noordzee (ter indicatie: oppervlak van kavel I-IV IJmuiden Ver betreft 388 km² op een totaal NCP van 57.000 km², hetgeen neerkomt op 0,7%). Effecten op fytoplankton zijn bovendien van tijdelijke aard, namelijk tijdens de aanleg van het windpark. Zeker is dat de effecten op fytoplankton niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de relatie te indirect is en de afstanden tussen de lokaal optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op fytoplankton.

4.1.2 Verwachte effecten op bodemfauna

Directe effecten

De met de ingreep gepaard gaande bodemberoering heeft geen significante effecten op bodemdieren van de kustzee en 'offshore'. De totale oppervlakte aan verstoorde bodem is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van de betreffende bodemdiergemeenschappen in de kustzee (ter indicatie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 9 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,0002% van het NCP). De effecten voor de locaties van de windturbines zijn blijvend, maar voor de rest van het parkoppervlak betreft het een tijdelijk effect. Door het regeneratief vermogen van het bodemleven is het effect van bodemberoering slechts tijdelijk en zal binnen een jaar het verstoorde gebied grotendeels hersteld zijn. Zeker is dat de effecten op bodemdieren niet zullen leiden tot een effect op een Natura 2000-gebied omdat daarvoor de afstanden tussen de lokaal

optredende effecten en deze gebieden te groot zijn. Er zal in deze PB dan ook niet verder worden ingegaan op de bodemfauna.

Indirecte effecten

Over indirecte effecten op benthos³ in de beschermde gebieden door de aanleg van een windpark, zoals effecten door vertroebeling, veranderende hydrodynamiek en sedimentatie of stratificatie, zijn recentelijk modelstudies ontwikkeld (Boon et al. 2019; Zijl et al. 2021). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee significante effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen, zoals op algenbloei. De onderzoekers benadrukken echter ook dat deze modellen op dit moment uitsluitend als onderzoeksinstrumenten te beschouwen zijn. De modelresultaten zijn op dit moment niet geschikt om voorspellingen te doen over wat er in de toekomst zal gebeuren en er kunnen daarom ook geen juridische consequenties aan deze uitkomsten verbonden worden. Derhalve zijn significante positieve of negatieve effecten vooralsnog niet uit te sluiten. Lopende studies, ook in het kader van KEC, moeten in de toekomst meer kennis genereren. In de tussentijd zal het noodzakelijk zijn om deze effecten grondig te monitoren, onder andere in het Wind op zee ecologisch programma (Wozep).

4.1.3 Verwachte effecten op vleermuizen

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de exploitatiefase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines (Baerwald et al. 2008, Rydell et al. 2010a).

De twee vleermuissoorten die in offshore windparken verwacht kunnen worden (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Sinds 2014 wordt de vleermuisactiviteit op de Noordzee gemeten vanuit platforms, windturbines en meetmasten. De ruige dwergvleermuis is verreweg de meest talrijke soort die zowel dichtbij de kust als op verder uit de kust gelegen locaties wordt waargenomen. De activiteit is op zulke locaties op de Noordzee (tientallen opnames) vergeleken met locaties op land (>1000 opnames) zeer laag. Door de afwijkende vorm van windturbines op zee (geringe tiplaagte) en de meetlocatie op zee (op bordes in plaats van vanuit nacelle) is een directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftcijfers) moeilijk en gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, publiceerde Rijkswaterstaat (2015) schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers voor de zuidelijke Noordzee. Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal vleermuislachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar.

In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén et al. 2009, Petersen et al. 2014a). In de periode tussen 1988 en 2007 zijn 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee. In 76% van de gevallen ging het daarbij om ruige dwergvleermuizen. Deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld et al. 2022). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink et al. 2013, Lagerveld et al. 2014a). Ook vanuit de meetmast IJmuiden is de ruige dwergvleermuis vaak geregistreerd. De opnames

³ Benthos is een verzamelnaam voor alle organismen die leven op of rondom de bodem van zoete en zoute wateren

vonden telkens plaats bij relatief windstil weer. Hierdoor is het waarschijnlijk dat het inderdaad om migratie gaat en niet uit op drift geraakte dieren, omdat dat laatste vooral bij harde wind verwacht zou worden. In de nazomer vonden de opnames voornamelijk plaats bij wind uit oostelijke richting. De tijd van het jaar van de opnames (mei, half aug–half okt) komt overeen met de migratieperiode.

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink et al. 2013, Lagerveld et al. 2015). Deze parken liggen dicht bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 95% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen en een paar procent uit rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestaat uit tweekleurige vleermuis, bosvleermuis, noordse vleermuis, laatvlieger en gewone dwergvleermuis. Omdat deze laatste groep soorten slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee is waargenomen, zijn aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark) en zijn deze soorten niet voorzien als slachtoffer van het windpark. Deze soorten worden daarom niet behandeld in dit rapport.

De in Nederland voorkomende soorten Ingekorven vleermuis, Bechsteins vleermuis, vale vleermuis en meervleermuis zijn opgenomen in bijlage II van de Habitatrichtlijn. Voor soorten van bijlage II die geregeld in ons land voorkomen, moet Nederland beschermde gebieden aanwijzen. In Nederland zijn verschillende mergelgroeves en twee kloosters in Limburg aangewezen voor één of meer van de genoemde soorten. Daarnaast zijn verspreid over het land enkele gebieden aangewezen voor de meervleermuis. Alleen het duingebied Meijndel en Berkheide ligt in de buurt van de Noordzeekust. Vanwege mogelijke externe werking is het relevant om nader te bezien wat het effect van een windpark in IJmuiden Ver betekent. De instandhoudingsdoelstelling voor de meervleermuis voor dit gebied omvat “het behoud van de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor het behoud van de populatie”. In de toelichting wordt opgemerkt dat de meervleermuis in dit gebied in bunkers overwintert; het betreft momenteel het belangrijkste overwinteringsgebied voor deze soort in Nederland. Voor de soort zijn ook de aanwezige landgoederen van belang, omdat deze fungeren als zomerverblijven.

Meervleermuizen foerageren tot een maximale afstand van ongeveer 30 km (Limpens et al, 2006) vanaf hun zomerverblijfplaats en bij voorkeur boven (oevers van) sloten, rivieren en meren (Limpens 2001). De open zee is niet bijzonder geschikt voor meervleermuizen om te foerageren, aangezien de hoge golven de echolocatie van de dieren verstoren. Er zijn echter wel enkele waarnemingen van meervleermuizen bekend op de Waddenzee bij Friesland en bij Bremerhaven (DId), maar deze dieren foerageerden dicht langs de kust boven ondiepe delen.

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt op 62 kilometer van de kust en de kans dat meervleermuizen tot in het park foerageren is zeer klein.

De meervleermuis is een soort die migreert over middellange afstand (tot maximaal +/- 500km.). De winterverblijfplaatsen bevinden zich in Nederland hoofdzakelijk in bunkers op de Veluwe en langs de kust van Zuid-Holland en in mergelgroeves in Zuid-Limburg. Verder zijn de dieren in geringe mate in de winter teruggevonden in België, Duitsland en Noord-Frankrijk. Er zijn geen waarnemingen bekend van overwinterende meervleermuizen in Groot-Brittannië. Ook zijn er nooit meervleermuizen gevonden op gas- en olieplatformen op de Noordzee. Migratie van deze soort lijkt daarmee geheel over het land te verlopen en dus zijn geen meervleermuizen in windenergiegebied IJmuiden Ver te verwachten.

Ten aanzien van de vleermuissoorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn waarvoor in Nederland Natura 2000-gebieden zijn aangewezen, geldt dat negatieve effecten als gevolg van de aanleg en exploitatie van het windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op voorhand zijn uit te sluiten. De instandhoudingsdoelstellingen van de betreffende Natura 2000-gebieden worden door de ingreep niet aangetast. Vleermuizen zullen derhalve niet verder worden meegenomen in de effectbeoordeling.

4.1.4 Verwachte effecten op vissen

De vissoorten fint, elft, zeeprík en rivierprík, waarvoor Natura 2000-Habitatrichtlijngebieden langs de kust aangewezen zijn, zijn allemaal trekvisseren. Er is weinig bekend over het voorkomen van beschermde trekvissoorten verder offshore op de Noordzee. Ze kunnen grote afstanden afleggen, maar het is bekend dat de abundantie van soorten als fint en elft dicht bij de kust groter is en afneemt verder offshore (Stelzenmüller et al. 2004). Voor zeeprík en rivierprík is dit minder goed bekend omdat zij hun mariene fase doorbrengen als meereizende parasiet op andere vissen.

Historisch gezien bevonden de belangrijkste paaigebieden van de door Nederland trekkende **fint** zich in het Duitse deel van de Rijn in grindbedden in de hoofdstroom. De jonge fint verplaatst zich geleidelijk stroomafwaarts en een deel van de jongen bereikt in het eerste jaar estuariene en mariene habitats, de rest in het tweede jaar. Juveniele en volwassen fint gebruiken riviermondingen, kustgebieden en open zee om te foerageren (Maitland & Hatton-Ellis 2003). In de Noordzee zijn slechts enkele volwassen fint gevangen waarvan de identificatie kon worden bevestigd. Door de grote gelijkenis met de elft is een verkeerde identificatie van fint als elft zeer aannemelijk, vooral bij de kleinere exemplaren. Ondanks de mogelijke onderschatting van de fint, komt deze soort tegenwoordig waarschijnlijk slechts zeer sporadisch in de Noordzee voor.

Ook de **elft** wordt over algemeen zelden aangetroffen in de verschillende onderzoeken in het Nederlandse Noordzeegebied. Het vaakst in het DFS (Demersal Fish Survey), en vooral in de Waddenzee en het Dollard-Eems estuarium. In mindere mate wordt hij af en toe gevangen in het Voordelta-gebied, langs de Nederlandse kust en zelden in de meer centrale delen van de Noordzee. Hetzelfde beeld komt naar voren uit het Duitse deel van de Noordzee (Stelzenmüller et al. 2004). Estuaria zijn de belangrijkste habitats voor de larven van de elft. Tijdens het eerste groeiseizoen breiden de foerageergebieden zich geleidelijk uit tot de kustzone en na één jaar zijn de elft uitgegroeid tot ongeveer 10-15 cm (Maitland & Hatton-Ellis 2003). Juvenielen en adulten gebruiken een breder scala aan habitats, van estuaria tot open zee.

De Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlake van de Raan en Borkum Riffgrund hebben voor deze trekvissoorten een functie als leefgebied of doortrekgebied. In theorie kunnen deze vissoorten zich over de Noordzee verspreiden en dus mogelijk verstoord worden door de aanleg van windenergiegebied IJmuiden Ver, maar in verhouding tot de totale populatie bevindt zich slechts een klein aandeel van deze soorten verder offshore. De afstand tussen IJmuiden Ver en de genoemde Natura 2000-gebied is erg groot en daarom zullen de aantallen vissen afkomstig uit Natura 2000-gebieden in de omgeving van IJmuiden Ver klein zijn. Bovendien beperkt het voorkomen van vissen zich tot de adulte fase en niet in de meest kwetsbare ei- of larve fase. Verder is het effect van onderwatergeluid van windparken lokaal van aard en de heigeluiden bij de aanleg van windparken zijn tijdelijk. Dergelijke effecten op een klein aantal vissen zijn verwaarloosbaar op populatieniveau. Hierdoor zijn significante effecten op de instandhoudingsdoelstellingen voor trekvisseren in de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlake van de Raan en Borkum Riffgrund uitgesloten. Directe effecten op vissen worden dan ook niet meegenomen in deze Passende Beoordeling.

Effecten van EMF-velden van kabels

Vissen kunnen elektrische en magnetische (EMF) velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Van de vissen in de Noordzee zijn haaien en roggen (kraakbeenvissen) het meest gevoelig voor elektrische en magnetische velden. Roggen en sommige soorten haaien, zoals de hondshaai, leven op de bodem. Voor bodemvissen is aangetoond dat deze een prooi met een elektrisch veld van 10-8 V/m kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003). Een literatuurstudie van Snoek et al. (2016) naar effecten van elektromagnetische velden in de Noordzee heeft uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (MF) en geïnduceerde elektrisch velden (iEF) (door bewegingen van organisme door een EMF). Het elektrische veld (EF) wordt door de kabelbescherming tegengehouden en is dus niet waarneembaar voor Noordzeesoorten.
 - Het elektromagnetische veld van een kabel strekt zich enkele meters uit, door het begraven van de kabel is het uiteindelijke waarneembare veld dus enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel.
 - Effecten van EMF en iEF, geïnduceerd door windturbines, op Noordzeefauna zijn vooralsnog onduidelijk. Studies naar de effecten van EMFs en iEFs werken namelijk vaak met afwijkende veldsterktes dan te verwachten zijn bij windturbinekabels.
 - Het EMF van een windturbinekabel valt wel binnen het waarneembare gebied van onder andere bodemvissen en haaien. Haaien kunnen de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.

Het is duidelijk dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren. Zo is bij soorten o.a. een aantrekkende werking van de kabels waargenomen (bv. hondshaai), een afname of juist toename van hun bewegingssnelheid rond kabels (bv. stekelrog) en een verandering in gedrag in de nabijheid van de kabels (bv. paling, steur en zalmen) (Gill & Desender 2020, Copping et al. 2021). Echter, op basis van de wetenschappelijke literatuur is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect van EMFs op mariene organismen te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Leonard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek et al. 2016, Fey et al. 2019).

Tijdens experimentele studies naar het effect van EMF op vissen in laboratoria zijn wel schadelijke biologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (dooierzak afwijkingen), celafwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMF-velden gecreëerd dan wat aanwezig is rond windparkkabels (Copping et al. 2021).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten zoals aal, maar hier is vooralsnog geen bewijs voor gevonden (Ohman et al. 2007, Westerberg et al. 2007, Westerberg & Lagenfelt 2008). Veldstudies in de VS hebben aangetoond dat bijvoorbeeld de kleine rog (*Leucoraja erinacea*) en de trekkende soorten Chinookzalm (*Oncorhynchus tshawytscha*) en groene steur (*Acipenser medirostris*) de kabels van windparken niet vermijden en er gewoon overheen zwemmen (Gill & Desender, 2020; Copping et al. 2021). Als vissen of invertebraten toch een verandering van het magnetisch veld vermijden of juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/verzamelplaats kunnen vormen. Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waarden van EMF te valideren. Er is vanuit bovengenoemde onderzoeken op dit moment echter geen aanleiding om te veronderstellen dat straling significant negatieve effecten op vissen heeft.

4.1.5 Verwachte effecten op vislarven

Door de hoge geluidsdruk bij de heiwerkzaamheden in de aanlegfase is het denkbaar dat vis-larven binnen een zekere straal rondom de heipaal zouden sterven, wat na verloop van tijd zou kunnen leiden tot een verminderde aanvoer van larven en juvenielen van belangrijke prooivissen voor beschermde visetende vogels en zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden. Dit zou vervolgens kunnen leiden tot een verminderd broedsucces van in Natura 2000-gebieden beschermde vogels en tot aantasting van de populatiefitness van in Natura 2000-gebieden beschermde zeezoogdieren. In de kernopgaven voor de Waddenzee staat dat het gebied tevens dient als 'kraamkamer' voor vis. Een eventuele verminderde aanvoer van vislarven naar de Waddenzee zou dan ook geïnterpreteerd kunnen worden als een mogelijk risico op aantasting van deze kernopgave.

In verschillende onderzoeken is gekeken naar het effect van heiwerkzaamheden op vislarven. Dit is relevant omdat recent is ondervonden dat er bijvoorbeeld aanzienlijke overlap is in (geplande) windparklocaties en de voortplantingsgebieden van platvissen (Barbut et al. 2020).

Bij laboratoriumproeven zijn larven, van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong, blootgesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid. Voor alle ontwikkelingsstadia werden geen significant negatieve effecten aangetoond, ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle et al. 2012, 2016). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus van SELCUM = 206 dB re 1 μ Pa_{2s}, wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heillocatie.

In een ander onderzoek van Debusschere et al. (2014) werden larven van de zeebaars blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden van windturbines op zee. Ook hier werden geen significant negatieve effecten op overleving van vislarven aangetoond, ten opzichte van een controlegroep. De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heillocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van SELCUM = 222 dB re 1 μ Pa_{2s}. Popper et al. (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Deze twee onderzoeken behandelen derhalve zowel vislarven van een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (tong), als vislarven van een vissoort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars). De resultaten geven daarmee een beeld van vislarven van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. De gezamenlijke resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de vislarven gemeenschap in het plangebied, met uitzondering van vislarven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Vooralsnog is er geen onderzoek gepubliceerd naar het resultaat van heigeluid op larven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Wel liet een laboratoriumstudie naar de impact van scheepvaartgeluid op larven van de kabeljauw al zien dat dit geluid effect kan hebben op hun lichaamsconditie en de kans ten prooi te vallen aan roofdieren (Nedelec et al. 2015).

De conclusie die uit het vislarvenonderzoek getrokken kan worden is dat er geen reden is om aan te nemen dat vislarvensterfte ten gevolge van onderwatergeluid dat vrijkomt bij het heien van funderingspalen, tot relevante effecten leidt, ook niet in N2000-gebieden. In deze PB wordt daarom verder niet ingegaan op de effecten op vislarven.

4.1.6 Verwachte effecten op zeezoogdieren en vogels

In de volgende paragrafen worden per fase de effecten op zeezoogdieren en vogels nader besproken. Tevens vindt er een afbakening plaats van aan de ingreep gerelateerde activiteiten of kenmerken die geen effecten hebben op deze soortgroepen.

4.2 Ingreep- effectrelaties per fase

4.2.1 Aanlegfase

Tijdens de aanlegfase zijn er drie activiteiten die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanleg van de funderingen, de aanleg van kabels en scheepvaart, zie Tabel 4.2. In de tekst na de tabel is dit verduidelijkt. Effecten als gevolg van stikstofemissie is separaat in hoofdstuk 7 beschreven.

Tabel 4.2 Ecologische lokale effecten tijdens de aanlegfase

Activiteiten aanlegfase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanleg funderingen	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X
Aanleg kabels	Ruimtebeslag	0	0
	Waterkwaliteit	0	0
Scheepvaart	Geluid / trillingen	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding

X = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart

Voor de aanlevering van bouwmaterialen, het op locatie brengen van hei- en hefschepen en het vervoer van personeel zal scheepvaart plaatsvinden, wat plaatselijk leidt tot geluid en trillingen. Lokaal kan hierdoor verstoring optreden van vogels, vissen, vislarven en zeezoogdieren. Deze scheepvaart is van tijdelijke aard, namelijk alleen gedurende de aanlegfase van het windpark. Kavel I en II bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De toename van scheepvaart door de voorgenomen ingreep (een maximum van 10 scheepsbewegingen per dag is in eerdere PB's en MER-en aangehouden) is dan ook verwaarloosbaar voor het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanleg kabels

Deze PB is opgesteld in het kader van het kavelbesluit voor kavel I en kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. De kabels die lopen vanaf de kavel naar de kust zijn de verantwoordelijkheid van TenneT en vallen buiten het kavelbesluit en derhalve ook buiten deze PB. De kabels van de windturbines naar een nog te realiseren transformatorstation op zee maken wel onderdeel uit van deze PB. De aanleg van de kabels leidt tot ruimtebeslag en tijdelijk en plaatselijk tot vertroebeling van het zeewater. Deze effecten zijn zeer gering en vinden lokaal plaats. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden uitgesloten.

Directe verstoring of vernietiging van habitattypen en/of structuren in Natura 2000-gebieden is op voorhand uit te sluiten, aangezien de ligging van de windparkkabels niet overlapt met beschermde natuurgebieden. Effecten van de aanleg van het windpark worden uitsluitend op het niveau van individuen

verwacht. De totale oppervlakte waar (tegelijk) verstoring en vernietiging plaatsvindt, is verwaarloosbaar klein ten opzichte van het totale leefgebied van benthossoorten in de Noordzee (ter illustratie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 9 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,0002% van het NCP. Voor de kabels tussen de turbines en het transformatorstation wordt ook een oppervlak van enkele ha ontgraven, maar feit blijft dat het een erg gering oppervlak is ten opzichte van het NCP). Bovendien treden eventuele negatieve effecten als gevolg van bodemberoering en vertroebeling van zeewater uitsluitend tijdens de aanlegfase op en zijn dus van tijdelijke aard. Op de lange termijn kan in het windpark de aanleg van nieuw hard substraat (de windturbine, scour protection en kabel bedekking) mogelijk positieve effecten met zich meebrengen, omdat er nieuw leefgebied wordt geïntroduceerd (Degraer et al., 2020).

Aanleg funderingen en uitvoeren surveys

Tijdens de aanleg van de funderingen kunnen heiwerkzaamheden plaatsvinden (worst case), waardoor geluidsgolven geproduceerd worden die onder water tot op grote afstand voor verstoring kunnen zorgen (zie hoofdstuk 6 met contouren relevant voor zeehonden en bruinvissen). Deze verstoring kan zich op verschillende manieren uiten, zoals aangepast gedrag, vluchtgedrag, maar ook als gehoorbeschadiging en fysieke (weefsel)beschadiging (vissen en zeezoogdieren) en op zeer korte afstand van de heilocatie mogelijk tot sterfte van vissen. Ditzelfde geldt voor de geofysische surveys die worden uitgevoerd voorafgaand aan de bouwwerkzaamheden.

Soorten

Zeezoogdieren

Heien kan leiden tot afwijkend (vlucht)gedrag, verwonding en permanente en/of tijdelijke gehoordrempelverschuivingen van zeezoogdieren. Voor enkele zeezoogdieren (bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond) geldt dat zij binnen Natura 2000-gebieden beschermd zijn (paragraaf 4.4).

Vogels

In de aanlegfase worden significant negatieve directe effecten op vogels uitgesloten. Als gevolg van toegenomen scheepvaart kunnen vogels mogelijk het gebied vermijden tijdens heiwerkzaamheden, waardoor in het ergste geval slechts tijdelijk een zeer beperkt habitatverlies optreedt. Hiervoor is (in paragraaf 4.1.5) vermeld dat uitgesloten kan worden dat door vislarvensterfte significante effecten optreden op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden.

Natura 2000-gebieden

Er zijn twee manieren waarop verstoring door onderwatergeluid effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden kan hebben. Enerzijds kan een verstrend geluidsniveau reiken tot in een Natura 2000-gebied, waardoor er een direct effect is op de kwaliteit van het gebied als verblijfplaats voor zeezoogdieren. Anderzijds kan verstoring optreden op individuen die zich binnen de verstoringscontour bevinden en een directe relatie hebben met (instandhoudingsdoelstellingen van) Natura 2000-gebieden. Een voorbeeld is een zeehond die zich op het NCP begeeft om te foerageren, maar die onderdeel is van de populatie in de Waddenzee. In paragraaf 4.4 wordt hier verder op ingegaan.

4.2.2 Exploitatiefase

Tijdens de exploitatiefase zijn er vier kenmerken die lokaal tot ecologische effecten kunnen leiden. Het betreft de aanwezigheid van de funderingen/turbines, de aanwezigheid van kabels, het onderhoud van het

park en het verbod op scheepvaart >24 meter en dus ook visserijschepen >24 meter (zie Tabel 4.3). De verwachting is dat er geen toegang is voor schepen, ongeacht hun lengte en ook visserij met actief vistuig niet is toegestaan in het windpark.

Tabel 4.3 Ecologische lokale effecten tijdens de exploitatiefase

Activiteiten exploitatiefase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico	X	0
	Geluid / trillingen	0	X
	Ruimtebeslag	X	X
	Hard substraat	0	0
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden	0	0
Scheepvaart t.b.v. onderhoud	Geluid / trillingen	0	0
Verbod scheepvaart >24 m	Geluid / trillingen	0	0
	Verbod Visserij	0	0

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding

X = mogelijk negatief effect

Activiteiten

Scheepvaart ten behoeve van onderhoud

Voor het onderhoud van de windturbines tijdens de exploitatiefase zal scheepvaart plaatsvinden. Deze scheepvaart leidt plaatselijk tot verstoring door de aanwezigheid van schepen, geluid en trillingen. Het is nu nog niet bekend vanuit welke havens scheepvaart ten behoeve van onderhoud zal plaatsvinden. Dit scheepvaartverkeer is echter niet van dermate grote schaal dat het ten opzichte van het gebruikelijke verkeer in zeehavens tot grote extra drukte zal leiden. Lokaal kan door scheepvaart verstoring optreden voor vogels, en zeezoogdieren. Kavel I en II bevinden zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De lokale toename van scheepvaart is verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van vogels, vissen en zeezoogdieren. Hoewel lokaal verstoring kan optreden, worden daarom significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden uitgesloten.

Aanwezigheid kabels

De parkbekabeling veroorzaakt elektrische en magnetische (EMF) velden. De elektrische velden worden door de kabelbescherming tegengehouden, de magnetische velden dringen door tot het omliggende milieu. Vissen kunnen elektrische en magnetische velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Op basis van hetgeen is gesteld in paragraaf 4.1.4 over EMF-velden is de conclusie dat effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden uitgesloten zijn.

Verbod op scheepvaart

Integrale doorvaart van schepen is niet toegestaan in het windenergiegebied en zal alleen toegestaan worden in daartoe aangewezen passages. Met een passage is primair bedoeld de route van A naar B zo kort en efficiënt mogelijk te laten zijn. Er is geen passage voorzien door kavel I of kavel II. Kavel I en II zullen verboden terrein blijven voor schepen, uitgezonderd 'bestemmingsverkeer' van bijvoorbeeld de windparkexploitant of een onderaannemer. Dit leidt tot een afname van geluid en trillingen van scheepvaart die normaliter wel in het gebied voor zouden kunnen komen. Het verbod op scheepvaart houdt ook in dat er gedurende de exploitatiefase van het windpark geen bodemberoerende visserij meer in het gebied mag plaatsvinden. Hierdoor kan de zeebodem in het gebied herstellen wat onder andere positieve effecten kan hebben op de bodemfauna. Dit kan mogelijk een positief lokaal effect hebben op

vissen en zeezoogdieren, maar (positieve) effecten op instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden worden hierdoor niet verwacht; daarvoor zijn de effecten naar verwachting niet sterk genoeg.

Aanwezigheid windturbines

Door de aanwezigheid van windturbines is het mogelijk dat vogels in botsing komen met mast of wieken en daardoor komen te overlijden. Dit geldt voor kolonievogels die vanuit Natura 2000-gebieden foerageren en daarbij door het windpark vliegen, maar ook voor trekvogels die jaarlijks vanuit Natura 2000-gebieden naar het zuiden of westen trekken en weer terugkomen.

Sommige vogelsoorten hebben een zekere neiging om windparken te ontwijken (Dierschke et al. 2016), waardoor de aanwezigheid van het park kan leiden tot habitatverlies en/of omvlieggedrag (paragraaf 4.3). Tijdens de exploitatie worden er ook geluiden en trillingen geproduceerd door de windturbines, wat een verstrend effect kan hebben op zeezoogdieren (Prins et al. 2008). In paragraaf 4.4 wordt verder op zeezoogdieren ingegaan.

De windturbines en steenstort rondom de palen zorgen voor hard substraat op de anders zandige bodem van het gebied (ter indicatie: voor het funderingstype dat het meeste impact heeft op de bodem, gravity based funderingen, en de benodigde erosiebescherming is in het MER een worstcase bepaald dat bijna 9 ha aan bodemoppervlak beslaat. Dat komt neer op 0,0002% van het NCP). Hierop kan zich benthische fauna vestigen en er worden schuilplaatsen gecreëerd waar bepaalde vissoorten gebruik van kunnen maken. Enkele vogelsoorten, zoals de aalscholver, kunnen vervolgens gericht foerageren op het 'bewoonde' harde substraat. Deze effecten zijn echter zeer lokaal en zullen niet doorwerken op Natura 2000-gebieden.

4.2.3 Ontmantelingsfase

Over geluidsproductie en andere verstrendende effecten tijdens de ontmantelingsfase is nog weinig bekend. De methoden die gebruikt zullen worden voor de ontmanteling zijn evenmin bekend. Tot nog toe zijn geen windparken op zee ontmanteld, waardoor er een gebrek aan informatie met betrekking tot deze activiteit voorhanden is. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot hetzelfde type, maar minder, verstoring als tijdens de aanlegfase (Prins et al. 2008), zie Tabel 4.4.

Tabel 4.4 Ecologische lokale effecten tijdens de ontmantelingsfase

Activiteiten ontmantelingsfase	Effect
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit
	Geluid / trillingen
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit
Scheepvaart	Geluid / trillingen

4.3 Vogels

In het MER zijn in hoofdstuk 6 de effecten bepaald en beoordeeld van een voorgenomen windpark in kavel I en kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Hieruit bleek het volgende:

- Effecten als gevolg van aanvaringen, barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten op kolonievogels, broedend binnen Natura 2000-gebieden en die gebruik kunnen maken van kavel I of kavel II tijdens foerageertochten in het broedseizoen zijn niet uit te sluiten. Op basis van

foerageerranges blijkt dat IJmuiden Ver alleen bereikt kan worden door broedende kleine mantelmeeuwen uit kolonies die binnen Natura 2000-gebieden liggen en waarvoor in deze gebieden instandhoudingsdoelstellingen voor deze soorten als broedvogel zijn geformuleerd (zie paragraaf 5.1.1). Voor broedende kleine mantelmeeuwen worden hierna de effecten beoordeeld.

- Effecten als gevolg van aanvaringen op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel I of kavel II, zijn niet uit te sluiten. Voor drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw en zilvertmeeuw worden hierna de effecten beoordeeld.
- Effecten als gevolg van habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden zijn op basis van verstoringsafstanden uit te sluiten. Dit geldt voor het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank waarin IHD's gelden voor de soorten jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk. De kortste afstand tot het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt voor Kavel I en Kavel II respectievelijk 2 km en 2,02 km. Conform de KEC methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand van 500 meter zodat er geen overlap plaatsvindt tussen verstoord gebied vanwege windenergiegebied IJmuiden Ver en de Bruine Bank. Voor deze soorten zijn significant negatieve effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver als gevolg van direct habitatverlies uit te sluiten.
- Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat er voor deze soorten er geen sprake van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. Effecten als gevolg van barrièrewerking op bovenstaande niet-broedvogels op instandhoudingsdoelstellingen in Natura 2000-gebieden zijn daarom wel uit te sluiten. Deze worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.
- Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel I of kavel II vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten. De onderbouwing hiervan wordt verderop uitgewerkt in deze PB (zie paragraaf 6.1.3 en paragraaf 8.1.4).
- Aangezien niet te bepalen is tot welke Natura 2000-populaties trekvogels behoren, worden niet alle gebieden waarvandaan trekvogels afkomstig zouden kunnen zijn besproken, maar worden de soorten enkel generiek beoordeeld. Voor de beoordeling wordt een kwetsbare soort als voorbeeld uitgewerkt.
- Effecten op trekvogels uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de seizoens-trek door kavel I of kavel II vliegen, als gevolg van barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten zijn uit te sluiten (zie ook bijlage 4 van het MER voor een nadere toelichting). In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekroute. Trekvogels verblijven niet voor langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet langere tijd in verblijven. Deze effecten worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.

4.4 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren, zoals zeehonden en bruinvissen, kunnen zowel tijdens de aanlegfase als de exploitatie- en verwijderingsfase effecten ondervinden van het windpark. Onderwatergeluid kan leiden tot verstoring, tijdelijke of permanente gehoorbeschadiging (alleen tijdens aanleg), habitatverlies en barrièrewerking. Tijdens de aanleg kunnen de effecten van geluid mogelijk aanzienlijk zijn. De verstoring is echter tijdelijk. Tijdens de exploitatiefase is het onderwatergeluid beperkt, maar wel van langdurige aard. De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die

in het plangebied voorkomen zijn bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond. In deze PB wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten. Door de geringere gevoeligheid van vissen voor geluidverstoring, de tijdelijkheid ervan, het lokale karakter en het grote verspreidingsgebied van de aanwezige soorten is uit te sluiten dat de Noordzeepopulatie negatief wordt beïnvloed. Dit betekent ook dat een negatieve invloed op de beschikbaarheid van voedsel voor dieren hoger in de voedselketen (vogels en zeezoogdieren) is uit te sluiten.

4.5 Natura 2000-gebieden

4.5.1 Gebieden i.r.t. effect op vogels

In hoofdstuk 5 wordt de afbakening gegeven van welke broedvogels (kolonievogels) en niet-broedvogels de effecten van de voorgenomen ingreep moeten worden beoordeeld. Voor deze soorten worden ook de relevante Natura 2000-gebieden besproken waarvoor deze soorten zijn aangewezen. Daarnaast worden ook enkele relevante buitenlandse Natura 2000-gebieden meegenomen.

Behandeld worden de van oorsprong ‘Vogelrichtlijngebieden’ die liggen op de Nederlandse Noordzee en die instandhoudingsdoelstellingen hebben voor vogels, te weten Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland, Waddenzee, Bruine Bank, Friese Front, Noordzeekustzone en Voordelta. Daarnaast gelden instandhoudingsdoelstellingen voor verschillende zeevogelsoorten als niet-broedvogel in de buitenlandse Natura 2000-gebieden Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer, Seevogelschutzgebiet Helgoland, Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete, SPA Östliche Deutsche Bucht, Sydligte Nordsø, Greater Wash en Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Voor de vogelsoorten waarvoor in deze en in overige Natura 2000-gebieden IHD’s gelden als niet-broedvogel maar verder in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust, zijn effecten op voorhand uitgesloten.

Op basis van foerageerranges van broedvogels blijkt dat kavel I en kavel II alleen bereikt kunnen worden door broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (zie paragraaf 5.1.1). Voor deze soorten worden hieronder de effecten beoordeeld. Voor alle andere soorten, met kolonies binnen (Nederlandse en buitenlandse) Natura 2000-gebieden en waarvoor in deze gebieden instandhoudingsdoelstellingen als broedvogel zijn geformuleerd, ligt windenergiegebied IJmuiden Ver buiten bereik óf er bestaan onderzoeksresultaten waaruit volgt dat de betreffende kolonievogels het gebied wel kunnen bereiken maar elders foerageren. Deze soorten worden dan ook niet behandeld in voorliggende PB.

Nederlandse Habitatrichtlijngebieden gelegen in of nabij de Noordzee zijn niet aangewezen voor broedvogels of voor niet-broedvogels en zijn derhalve niet relevant voor deze PB. In enkele Duitse Habitatrichtlijngebieden zijn verschillende soorten niet-broedvogels vermeld op het Europese Standaardgegevensformulier voor Natura 2000-gebieden, en daarom worden deze gebieden verder behandeld in voorliggende PB.

4.5.2 Gebieden i.r.t. effect op zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende Natura 2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit Natura 2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het Natura 2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het Natura 2000-gebied).

Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten, zie paragraaf 4.4.

5 Huidige situatie

5.1 Vogels

Onderstaand wordt voor de verschillende Natura 2000-gebieden een overzicht gegeven van soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen gelden in relevante gebieden (zie paragraaf 4.5). Gebieden zijn of worden aangewezen voor broedvogels en/of niet-broedvogels.

5.1.1 Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels

Duinen en Lage Land Texel

In het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn 12 vogelsoorten aangewezen als broedvogels met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.1). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.1 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen).

Broedvogels		
roerdomp (5p)	blauwe kiekendief (20p)	dwergster (40p)
lepelaar (120p)	kluut (120p)	velduil (20p)
eider (110p)	bontbekplevier (20p)	roodborsttapuit (40p)
bruine kiekendief (30p)	kleine mantelmeeuw (14.000p)	tapuit (100p)

Duinen Vlieland

In het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland zijn 8 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.2). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.2 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen Vlieland (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Broedvogels		
aalscholver (870p)	blauwe kiekendief (9p)	eider (2.100p)
lepelaar (170p)	bruine kiekendief (20p)	tapuit (35p)
porseleinhoen (4p)	kleine mantelmeeuw (2.500p)	

Waddenzee

In het Nederlandse Natura 2000-gebied Waddenzee zijn 13 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (Tabel 5.3). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward et al. 2019).

Tabel 5.3 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Waddenzee (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Broedvogels		
lepelaar (430p)	eider (5.000p)	bruine kiekendief (30p)
blauwe kiekendief (3p)	kluut (3.800p)	bontbekplevier (60p)
strandplevier (50p)	kleine mantelmeeuw (19.000p)	grote stern (16.000p)
visdief (5.300p)	noordse stern (1.500p)	dwergstern (200p)
velduil (5p)		

Flamborough and Filey Coast

In het Britse Flamborough and Filey Coast zijn 4 vogelsoorten als broedvogel aangewezen met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (Tabel 5.4). Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston et al. 2013). Minder dan 1% van alle foerageertochten reikten verder dan 200 km van de kolonie. Foerageertochten van jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs waarbij een van de zoekgebieden wordt doorkruist kunnen dan ook als incidenteel beschouwd worden.

Tabel 5.4 Beschermd vogelsoorten in Flamborough and Filey Coast.

Broedvogels		
jan-van-gent	drieteenmeeuw	zeekoet
alk		

5.1.2 Natura 2000-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen voor zes niet-broedvogelsoorten met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.5). IJmuiden Ver overlapt niet met de Bruine Bank, zodat er geen sprake is van direct habitatverlies. Wel kunnen de verstoringseffecten van windturbines verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windenergiegebied (Dierschke et al. 2016), zodat een effect van habitatverlies in een buffergebied rondom het windenergiegebied wel wordt behandeld.

Tabel 5.5 Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank

Niet-broedvogels		
jan-van-gent (behoud)	grote mantelmeeuw (behoud)	zeekoet (behoud)
grote jager (behoud)	dwergmeeuw (behoud)	a k (behoud)

Friese Front

Het Friese Front is volgens het aanwijzingsbesluit aangewezen voor zeekoet met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Kavel I en II van IJmuiden Ver liggen op ca. 80 kilometer van het Friese Front.

Noordzeekustzone

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen voor 18 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve IHD's voor behoud van populaties als kwalitatieve IHD's voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.6). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 5.6 Beschermd niet-broedvogelsoorten met hun instandhoudingsdoelstelling in Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Voor de soorten met kwantitatieve IHD's zijn de ten doel gestelde populatiegroottes weergegeven.

Roodkeelduiker (behoud)	Parelduiker (behoud)	Aalscholver (1.900)
Bergeend (520)	Topper (behoud)	Eider (26.200)
Zwarte zee-eend (51.900)	Scholekster (3.300)	Kluut (120)
Bontbekplevier (510)	Zilverplevier (3.200)	Kanoet (560)
Drieteenstrandloper (2.000)	Bonte strandloper (7.400)	Rosse grutto (1.800)
Wulp (640)	Steenloper (160)	Dwergmeeuw (behoud)

Voordelta

Het Nederlandse Natura 2000-gebied Voordelta is aangewezen voor 30 soorten niet-broedvogels met zowel kwantitatieve IHD's voor behoud van populaties als kwalitatieve IHD's voor behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.7).

Tabel 5.7 Beschermd niet-broedvogelsoorten met hun instandhoudingsdoelstelling in Natura 2000-gebied Voordelta. Voor de soorten met kwantitatieve IHD's zijn de ten doel gestelde populatiegroottes weergegeven.

Roodkeelduiker (behoud)	Fuut (280)	Kuifduiker (6)
Aalscholver (480)	Lepelaar (10)	Grauwe gans (70)
Bergeend (360)	Smient (380)	Krakeend (90)
Wintertaling (210)	Pijlstaart (250)	Slobeend (90)
Topper (80)	Eider (2.500)	Zwarte zee-eend (9700)
Brilduiker (330)	Middelste zaagbek (120)	Scholekster (2.500)
Kluut (150)	Bontbekplevier (70)	Zilverplevier (210)
Drieteenstrandloper (350)	Bonte strandloper (620)	Rosse grutto (190)
Wulp (980)	Tureluur (460)	Steenloper (70)
Dwergmeeuw (behoud)	Grote stern (behoud)	Visdief (behoud)

Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer behelst een groot deel van de Duitse Oost-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. In dit gebied zijn 78 soorten als niet-broedvogel met IHD's gericht op het behoud van bepaalde populaties (Tabel 5.8). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 5.8 Beschermd niet-broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer.

Kleine zwaan	Wilde zwaan	Knobbelzwaan
--------------	-------------	--------------

Alk	Zeekoet	Parelduiker
Roodkeelduiker	Aalscholver	Geoorde fuut
Roodhalsfuut	Fuut	Dodaars
Kolgans	Grauwe gans	Kleine rietgans
Rietgans	Rotgans	Brandgans
Bergeend	Wilde eend	Krakeend
Pijlstaart	Slobeend	Wintertaling
Zomertaling	Smient	Tafeleend
Kuifeend	Grote zee-eend	Zwarte zee-eend
Brielduiker	Nonnetje	Middelste zaagbek
Eider	Blauwe reiger	Lepelaar
Steenloper	Drieteenstrandloper	Bonte strandloper
Kanoet	Krombekstrandloper	Paarse strandloper
Strandplevier	Kleine plevier	Bontbekplevier
Goudplevier	Zilverplevier	Kievit
Watersnip	Scholekster	Grutto
Rosse grutto	Wulp	Regenwulp
Kemphaan	Kluut	Zwarte ruiter
Groenpootruiter	Tureluur	Kokmeeuw
Zilvermeeuw	Stormmeeuw	Kleine mantelmeeuw
Grote mantelmeeuw	Dwergmeeuw	Drieteenmeeuw
Grote stern	Visdief	Noordse stern
Dwergstern	Zwarte stern	Lachstern
Slechtvaak	Strandleeuwerik	Oeverpieper
Gele kwakstaart	Frater	Sneeuwgorst

Seevogelschutzgebiet Helgoland

In het Duitse Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland zijn 5 soorten als niet-broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (Tabel 5.9). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied. Van de aangewezen broedvogelsoorten maken alleen jan-van-genten dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in IJmuiden Ver terecht te komen. Uit het GPS-logger-onderzoek aan foeragerende jan-van-genten bleek dat foerageervluchten van broedvogels voornamelijk in noordelijke richting gaan (Garthe et al. 2017). Er zijn geen vluchten van jan-van-genten door het windenergiegebied IJmuiden Ver gevonden.

Tabel 5.9 Beschermde niet-broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland.

Alk	Zeekoet	Jan-van-gent
Parelduiker	Roodkeelduiker	Zwarte zee-eend

Eider	Roodhalsfuut	Drieteenmeeuw
Stormmeeuw	Kleine mantelmeeuw	Dwergmeeuw
Grote stern	Visdief	Noordse stern

Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete

Het Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete beslaat een groot deel van de Duitse Noord-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. Dit gebied is voor 51 vogelsoorten aangewezen als broedvogel en voor 58 soorten als niet-broedvogel met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.10). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 5.10 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

kleine zwaan	wilde zwaan	aalscholver
noordse stormvogel	alk	zeekoet
roodkeelduiker	parelduiker	roodhalsfuut
rotgans	brandgans	bergeend
zwarte zee-eend	eider	wilde eend
pijlstaart	slobeend	wintertaling
smient	blauwe reiger	kievit
steenloper	drieteenstrandloper	bonte strandloper
kanoet	krombekstrandloper	strandplevier
bontbekplevier	watersnip	scholekster
rosse grutto	wulp	regenwulp
kemphaan	goudplevier	zilverplevier
kluut	zwarte ruiter	groenpootruiter
tureluur	smelleken	slechtvak
ruigpootbuiserd	blauwe kiekendief	zeearend
zilvermeeuw	stormmeeuw	kleine mantelmeeuw
grote mantelmeeuw	dwergmeeuw	kokmeeuw
drieteenmeeuw	noordse stern	paapje
baardman	strandleeuwerik	frater
sneeuwgorst		

SPA Östliche Deutsche Bucht

Het Duitse Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is voor 18 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.11).

Tabel 5.11 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht.

fuut	zwarte zee-eend	noordse stormvogel
jan-van-gent	roodkeelduiker	parelduiker
drieteenmeeuw	kokmeeuw	dwergmeeuw
stormmeeuw	kleine mantelmeeuw	zilvermeeuw
grote mantelmeeuw	visdief	noordse stern
grote stern	alk	zeekoet

Sydlike Nordsø

Het Deense Natura 2000-gebied Sydlike Nordsø is voor 10 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.12).

Tabel 5.12 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Sydlike Nordsø

eider	zwarte zee-eend	parelduiker
roodkeelduiker	grote jager	dwergmeeuw
jan-van-gent	alk	zeekoet
kleine alk		

Greater Wash

Het Britse Natura 2000-gebied Greater Wash is voor 3 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.13).

Tabel 5.13 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Greater Wash. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

roodkeelduiker	zwarte zee-eend	dwergmeeuw
----------------	-----------------	------------

Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex

Het Britse Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex is voor 16 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (Tabel 5.14).

Tabel 5.14 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

alk	brilduiker	ijseend
roodkeelduiker	zilvermeeuw	stormmeeuw
dwergmeeuw	kokmeeuw	grote zee-eend
zwarte zee-eend	middelste zaagbek	kuifaalscholver
kuifduiker	drieteenmeeuw	eider
zeekoet		

5.2 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren die voorkomen binnen Natura 2000-gebieden (soorten van appendix I van de Habitatrichtlijn) en die kunnen voorkomen binnen de invloedssfeer van een windpark in IJmuiden Ver zijn bruinvis en gewone en grijze zeehond (zie paragraaf 4.5.2). De nu volgende paragrafen behandelen de hoofdlijnen uit bijlage 6 van het MER, voor zover die van belang zijn voor het begrip van effecten op populaties van deze soorten.

Tabel 5.15 geeft een overzicht van de relevante Natura 2000-gebieden waar deze soorten voorkomen, inclusief de instandhoudingsdoelstellingen per soort per gebied.

Voor de gewone zeehond zijn in de aanwijzingsbesluiten van de Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde & Saefthinghe en Borkum Riffgrund concrete instandhoudingsdoelstellingen opgenomen, namelijk een verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (toename rustige plaatsen) voor een regionale populatie van 200 exemplaren (en 251 tot 500 exemplaren voor Borkum Riffgrund). Voor de andere twee gebieden geldt een behoudsdoelstelling. Voor de grijze zeehond zijn in de Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan instandhoudingsdoelstellingen vastgesteld. In alle gevallen gaat het om een behoudsdoelstelling voor omvang en kwaliteit van het leefgebied.

De bruinvis heeft een gunstige staat van instandhouding in Nederland (Kamerbrief 16 november 2021 – 29615 nr. 196). De gunstige staat van instandhouding is gedefinieerd als: “Terugkeer van een zich voortplantende populatie bruinvissen langs de hele Nederlandse kust, inclusief het Deltagebied is nodig voor een gunstige staat van instandhouding. Beperking van de sterfte in vissersnetten is van belang.” In de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan is als instandhoudingsdoel aangegeven: ‘behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud van populatie’. Voor Borkum Riffgrund is er een instandhoudingsdoelstelling geformuleerd van 51 tot 100 individuen. In 2014 zijn al 320 bruinvissen geteld (Royal HaskoningDHV, 2020)⁴.

Tabel 5.15 Zeezoogdieren en Natura 2000-gebieden met bijbehorende instandhoudingsdoelen en de staat van instandhouding waar in het kader van deze PB rekening mee gehouden wordt.

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Staat van instandhouding
Bruinvis	Noordzeekustzone	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gunstig
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gunstig
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (51 - 100 soorten)	Matig ongunstig (data 2013)
Gewone zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	Gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gunstig

⁴ Royal HaskoningDHV, 2020. Natuurtoets Gaswinning N05-A. Royal Haskoning DHV, rapport BG6396IBRP2010081149

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Staat van instandhouding
	Voordelta	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied
	Oosterschelde	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Westerschelde & Saefinghe	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	Gunstig maar met de kanttekening dat de kleine populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (251 - 500 soorten)	Gunstig (data 2013)
Grijze zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Matig ongunstig op leefgebied
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Matig ongunstig op leefgebied
	Voordelta	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Matig ongunstig op leefgebied
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	Gebied heeft geen functie als voortplantingsgebied
	Borkum Riffgrund (DE)	Onderhoud en herstel van omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie (11 - 50 soorten)	Gunstig (data 2013)

5.2.1 Bruinvis

Habitat

Van de walvisachtigen (Cetacea) is de bruinvis (*Phocoena phocoena*) de enige soort die met grote regelmaat in de Nederlandse kustwateren wordt gesignaleerd. De bruinvis is vooral een soort van het relatief ondiepe water van kustzeeën (zoals het NCP) en estuaria, maar wordt ook wel verder van de kust aangetroffen en tot op diepten van meer dan 200 meter (Goodson 1996, Read 1997). Ze zijn het talrijkst in relatief ondiepe kustwateren en zij foerageren vaak op de zeebodem. Ze eten verschillende soorten pelagische en demersale vis, maar ook inktvis, schaaldieren en borstelwormen (Camphuysen &

Siemensma, 2011). De bruinvis leeft incidenteel in groepen van meer dan 100 dieren, maar meestal in losse verbanden. Onderzoek (Jansen, 2013) heeft uitgewezen dat verreweg het grootste aandeel van het dieet van bruinvissen uit pelagische en schoolvormende vissoorten bestaat.

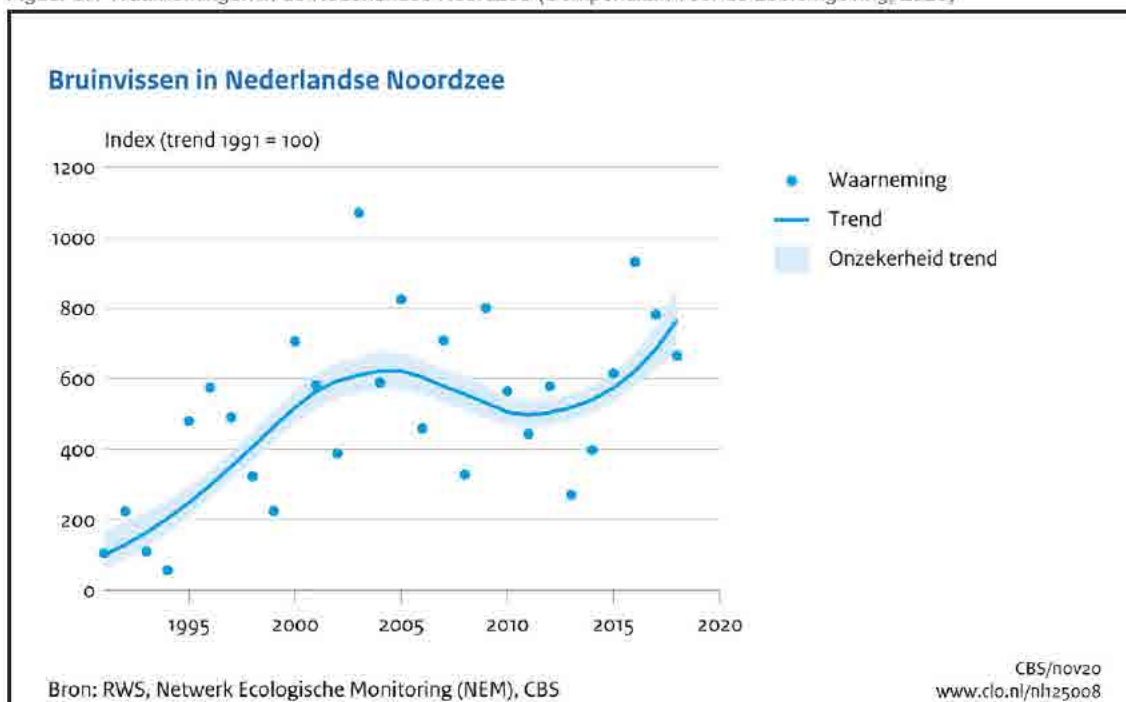
Verspreiding en aantallen

In de eerste helft van de vorige eeuw was de bruinvis algemeen voorkomend in de Nederlandse kustzone, vanaf ongeveer 1940 werd deze soort een zeldzame en onregelmatige verschijning. Sinds 1986 houdt de bruinvis zich weer vrij algemeen voor onze kust op. Vermoed wordt dat bij deze verschuiving (en dus geen absolute toename) voedselgebrek in het noordelijke deel van de Noordzee een rol speelt. Latere studies laten deze toename nog duidelijker zien (Camphuysen 2004, Leopold & Camphuysen 2006 en deze toename wordt ook bevestigd door de waarnemingen van Geelhoed et al. (2010-2019)).

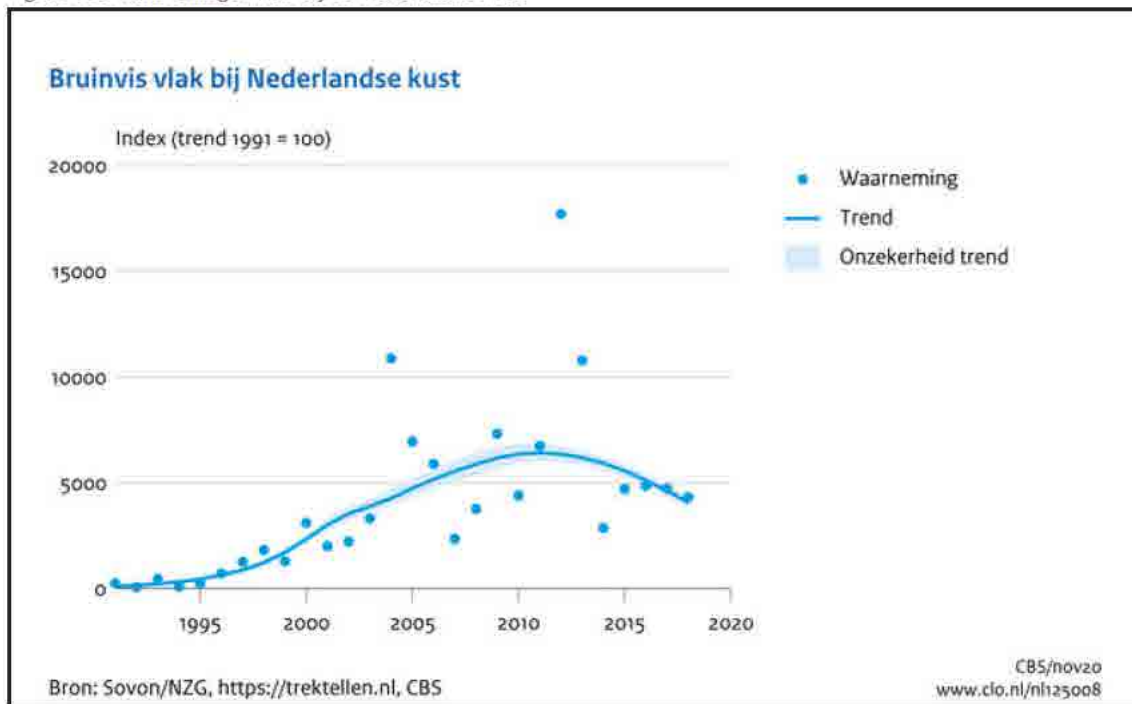
Bruinvissen zijn lastig te tellen op zee. Gegevens over aantallen en verspreiding op grotere schaal zijn vrij beperkt. Op Europees niveau zijn drie tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). Deze surveys resulteren in populatieschattingen van bruinvissen in het deelgebied de Noordzee van 289.000, 355.000 en 345.000 voor respectievelijk SCANS-I, SCANS-II en SCANS-III.

Vliegtuigtellingen van bruinvissen laten zien dat het aantal bruinvissen per observatie-uur per jaar in de Noordzee varieert (Figuur 5.1). Het aantal bruinvissen op het NCP nam tussen 1995 en 2004 sterk toe. Na 2004 was er een licht dalende trend in het aantal waarnemingen. Sinds 2010 lijkt het aantal bruinvissen in de Noordzee weer te stijgen. Tellingen langs de Nederlandse kust laten een consistent beeld zien (Figuur 5.2). Sinds 1995 is er een duidelijke stijgende trend tot ongeveer 2010. Behalve een flinke piek in het aantal waarnemingen in 2012 en 2013 blijft het aantal waarnemingen langs de kust sindsdien redelijk stabiel.

Figuur 5.1 Waarnemingen in de Nederlandse Noordzee (Compendium voor de Leefomgeving, 2020)



Figuur 5.2 Waarnemingen vlak bij de Nederlandse kust

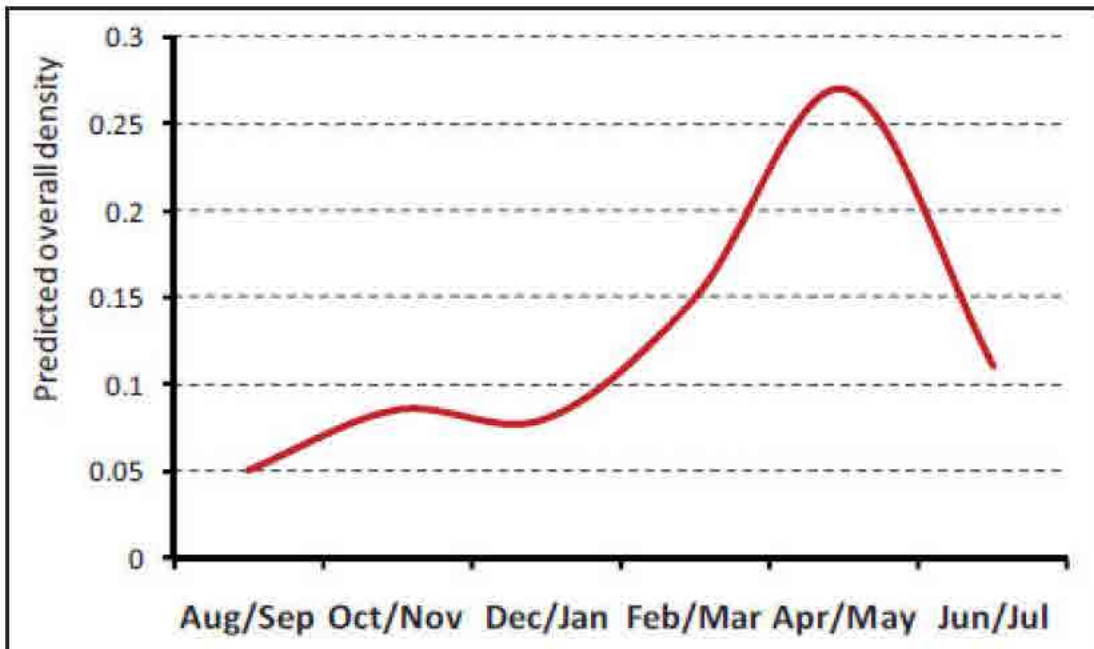


Seizoensvariatie

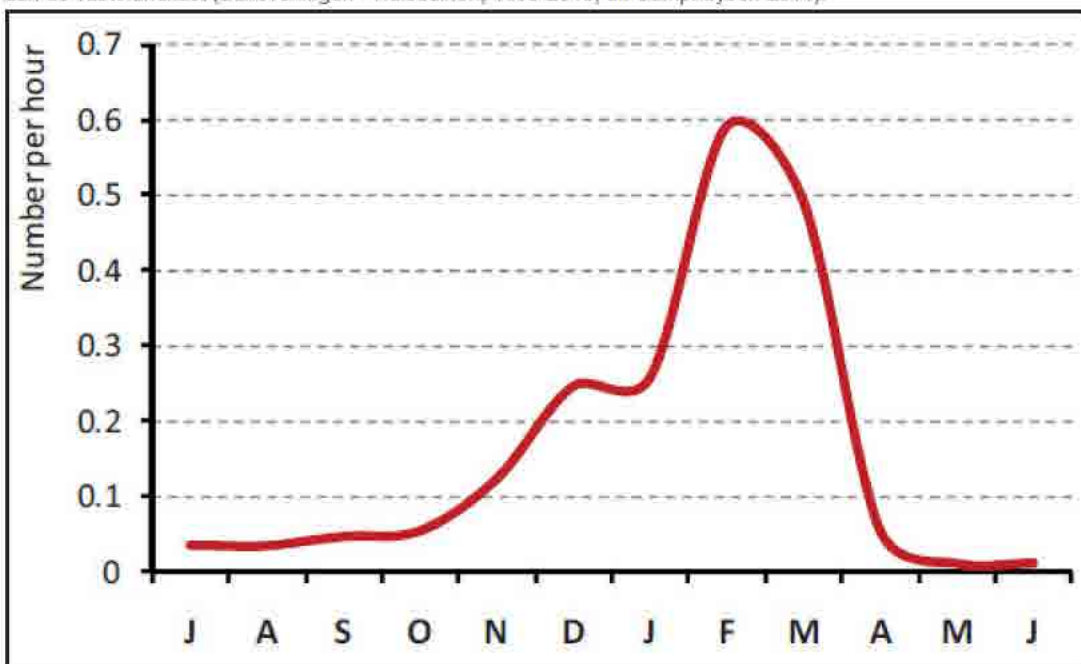
Bruinvissen worden het hele jaar door waargenomen vanaf zeetrekposten langs de kust, maar met duidelijke verschillen tussen maanden. In mei en juni worden ze het minst waargenomen. Van juli-november neemt het aantal waarnemingen toe en de meeste waarnemingen worden gedaan in februari en maart. In april nemen de waarnemingen sterk af (Camphuysen, 2011).

Figuur 5.3 geeft de seizoenspatronen in het voorkomen van bruinvissen weer die gevonden zijn tijdens zeevogelstudies in de periode 1990-2010 (Camphuysen C.J. & M.L. Siemensma, 2011). Figuur 5.4 geeft de fluctuaties over de seizoenen weer uitgedrukt in waargenomen dieren per uur observatie vanaf de kust (gebied Scheveningen – Huisduinen, periode 1990-2010).

Figuur 5.3 Seizoenspatroon in aanwezigheid Bruinvissen tijdens zeevogelonderzoeken, 1990-2010; herschreven uit Arts 2010.



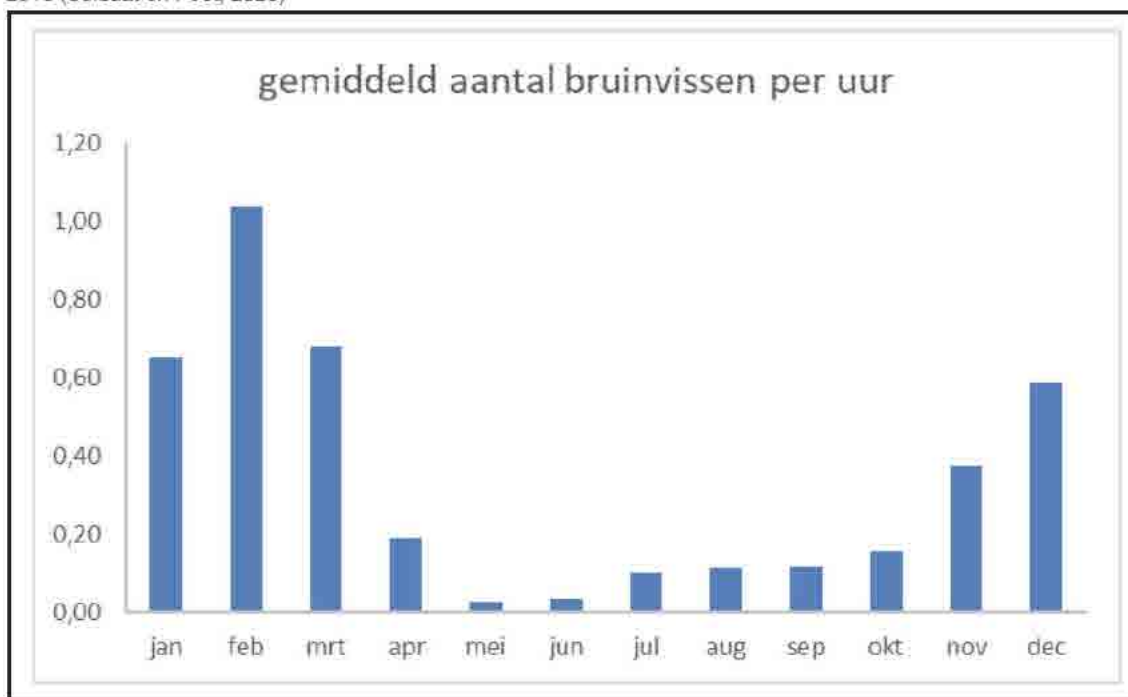
Figuur 5.4 Seizoenspatroon in aantallen bruinvissen per uur observatie tijdens seawatching (n / h), alleen observatoria aan de vastelandkust (Scheveningen – Huisduinen, 1990-2010; uit Camphuysen 2011).



Het seizoenspatroon dat in de tellingen vanuit vliegtuigen is waargenomen, wijkt wat af van die langs de kust. Bij de vliegtuigtellingen (Figuur 5.3

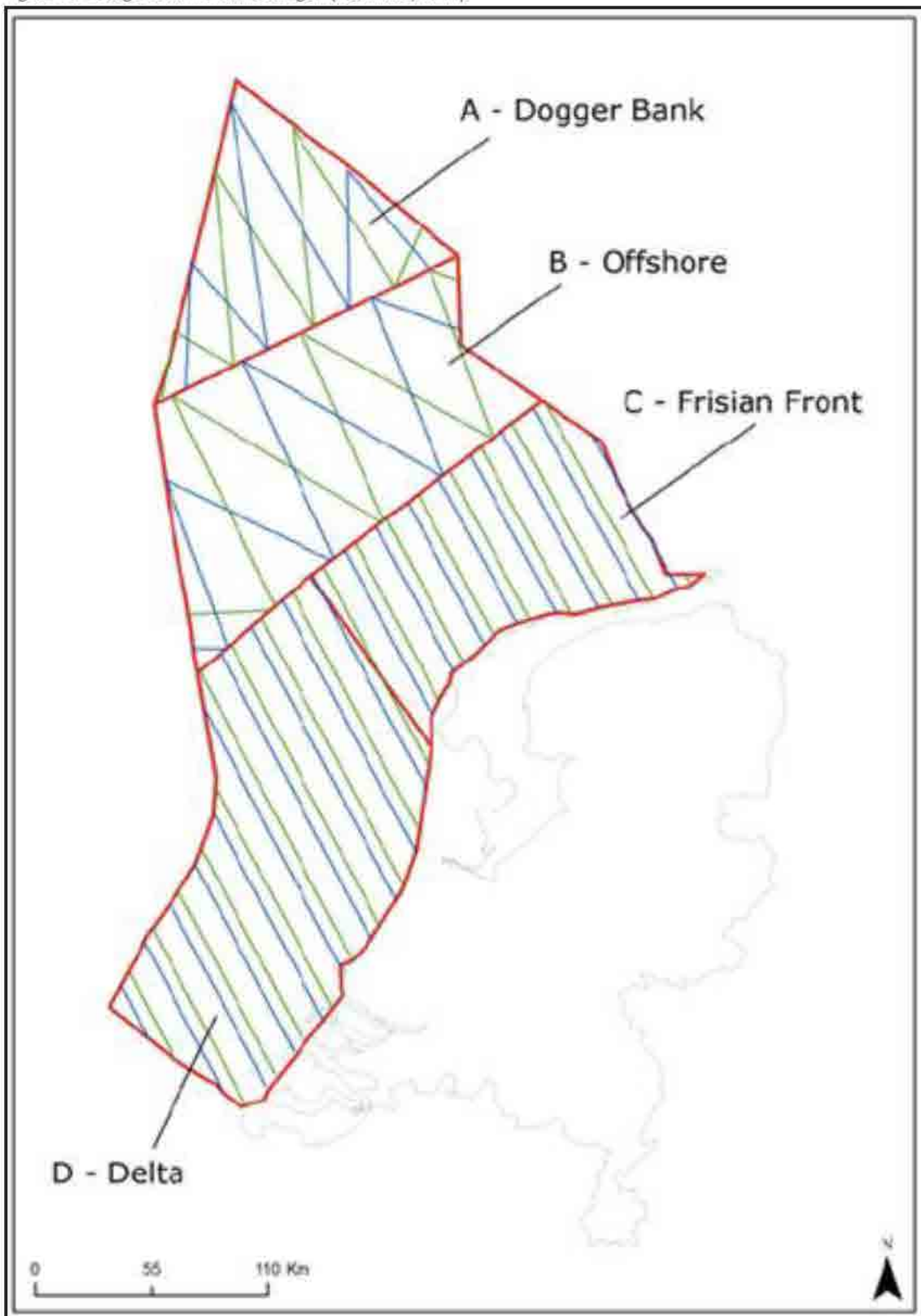
Figuur 5.3) zijn het hele jaar door bruinvissen waargenomen, met lage dichtheden in herfst en winter (aug/sept tot dec/jan), een toename in februari/maart en een piek in de late lente (april/mei). In een in 2020 verschenen rapport van Soldaat en Poot (2020), waarin verschillende bronnen van bruinvistellingen worden vergeleken, wordt deze tendens ook gevonden (Figuur 5.5).

Figuur 5.5 Seizoensverloop in het aantal waargenomen bruinvissen per uur tijdens zeetrekellingen in de periode 2000-2018 (Soldaat en Poot, 2020)



Tussen 2010 en 2019 zijn door Geelhoed et al. vliegtuigtellingen uitgevoerd om beter inzicht te krijgen in seizoensgebonden voorkomen van de verspreiding van bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee. Met deze tellingen zijn schattingen gemaakt van de gemiddelde dichtheid en totale aantallen bruinvissen in het Nederlands deel (Geelhoed et al., 2011 - 2019). Tabel 5.16 geeft een samenvatting van de geschatte dichtheden en aantallen in het deelgebied waar het plangebied binnenvalt. Het deelgebied betreft gebied 'D', zoals weergegeven in Figuur 5.6. Daarnaast zijn in de tabel ook de gemiddelden voor het hele NCP weergegeven.

Figuur 5.6 Deelgebieden Bruinvistellingen (Geelhoed, 2011).



Tabel 5.16 Schattingen dichtheid en aantallen bruinvissen, binnen deelgebied D (waar het plangebied binnen valt) en gemiddeld voor het NCP (informatie uit Geelhoed et al. 2011 en aangevuld met gegevens uit Geelhoed et al. 2015, 2017, 2018 en 2019)

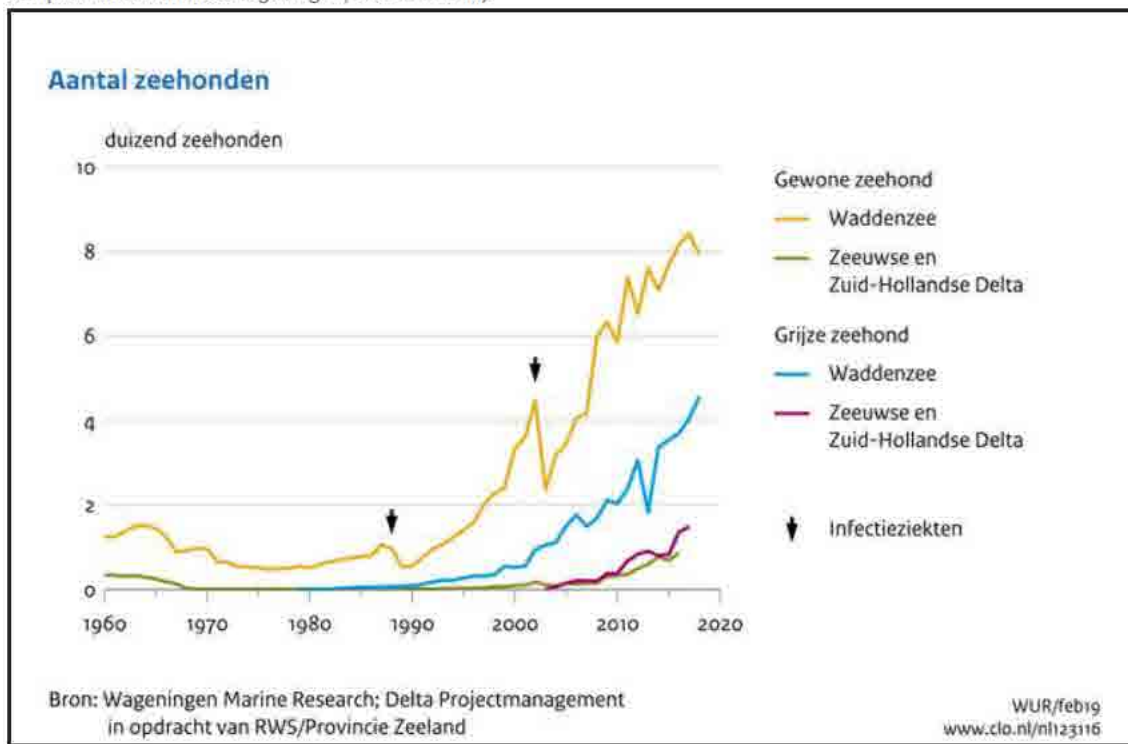
Periode	Dichtheid (aantal dieren/km ²) D (gebied incl. plangebied)	Dichtheid (aantal dieren/km ²) NCP	Aantal dieren D (plangebied)	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484	0,438	10.098	25.998
Okt/nov 2010	0,398	0,505	8304	29.963
Maart 2011	1,174	1,441	24.501	85.572
Maart 2012	1,42	1,12	29.696	66.685
Maart/apr 2013	1,32	1,07	27.602	63.408
Juli 2014	0,90	1,29	11.674	76.773
Juli 2015	0,56	0,70	11.674	41.299
Juli 2017	0,85	0,79	17.631	46.902
Juli 2018	0,54	1,07	11.176	63.514
Juli 2019	0,71	0,66	14.713	38.911

5.2.2 Zeehonden

In Nederlandse wateren komen twee soorten zeehonden voor, gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*). Zowel de gewone als de grijze zeehond worden genoemd in bijlage 2 en 4 van de Habitatrichtlijn.

Sinds de jaren 1980 zijn de aantallen van beide soorten in Nederlandse wateren exponentieel gegroeid, met uitzondering van de jaren 1988 en 2002 waarin een virusepidemie was uitgebroken. Figuur 5.7 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta.

Figuur 5.7 Aantallen zeehonden in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta gebaseerd op jaarlijkse tellingen van grijze en gewone zeehonden in de Waddenzee en in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta (Bron: compendiumvoordeleefomgeving.nl, februari 2019).



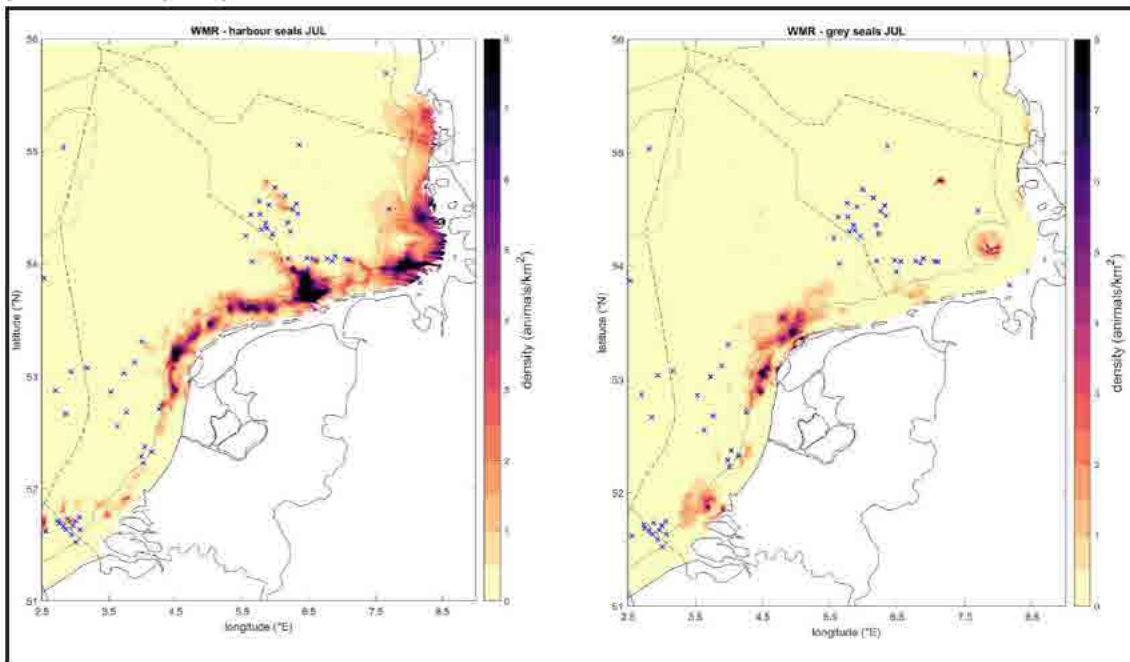
Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland, met een populatieomvang van respectievelijk ongeveer 8.000 en 4.500 dieren in 2019 (zie Figuur 5.7). Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. Sinds circa 1980 en 2000 worden in respectievelijk de Waddenzee en het Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta ook grijze zeehonden gezien.

Gewone zeehond

De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen. In de jaren '90 zijn er satellietzenders ontwikkeld die klein genoeg zijn om ook voor onderzoek naar de gewone zeehond te gebruiken. In Brasseur et al. (2004, 2017) is dit experiment beschreven. De zeehonden bleken zich niet te beperken tot de tientallen kilometers rondom hun ligplaats, maar bleken soms meer dan 200 kilometer de zee op te trekken en naar ligplaatsen te gaan die meer dan 300 kilometer verderop zijn.

Figuur 5.8 geeft een recentere versie van een model dat gebaseerd is op gebiedskenmerken en zenderdata (Aarts, 2021). Dit model geeft voor elke maand, met uitzondering van de maand augustus weer hoe de Nederlandse Gewone zeehonden over het NCP zijn verdeeld. Het NCP is daarbij opgedeeld in gridcellen van 200 x 200 meter, waarbij aan elke gridcel een waarde is toegekend voor het gemiddeld aantal zeehonden dat op enig moment in de betreffende maand in die gridcel aanwezig is.

Figuur 5.8 Schatting van de gemiddelde dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in juli (naar Aarts et al., 2021).



Vooral van december tot en met februari worden gewone zeehonden voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust gezien (Platteeuw et al., 1994). Het vermoeden bestaat dat de zeehond met name in koude winters de Waddenzee verwisselt voor de kustzone. De Hollandse kustwateren kunnen door zeehonden worden gebruikt als foerageergebied en/of migratieroute tussen de Waddenzee en de Voordelta. In de maanden dat ze jongen krijgen en verharen, zullen ze met name in de buurt van de rustplaatsen verblijven.

Grijze zeehond

Sinds 1980 is de grijze zeehond terug in de Nederlandse wateren (Reijnders et al., 1995, Brasseur et al., 2015). Eeuwenlang werd de soort zelden waargenomen in ons land. De eerste jaren waren er maar weinig individuen. In 1985 werden de eerste jongen geboren en sindsdien is het aantal sterk toegenomen. De groei is echter ook in belangrijke mate het gevolg van import uit de Britse eilanden waar naar schatting 150.000 dieren zijn (Brasseur et al., 2015, SCOS 2018). De toename van de grijze zeehond was eerst in het westelijk Waddengebied zichtbaar, daarna langzaam in het oostelijk Waddengebied. Ook in Duitsland heeft zich een groeiende kolonie gevestigd, hoewel in Nederland verreweg de meeste dieren worden geteld (Brasseur et al., 2020).

6 Effectanalyse

6.1 Vogels

Om te beoordelen in welke mate een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver effect heeft op vogelwaarden, is het nodig om te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken. Het MER en bijlage 4 geeft een nadere beschrijving hiervan. Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recente beschikbare telgegevens van zeevogels en trekvogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold et al. 2015, Rijkswaterstaat 2015, Van der Wal et al. 2015, Rijkswaterstaat 2016) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi et al. 2018b, Van der Wal et al. 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek et al. 2022b).

Daarvoor zijn de volgende bronnen gebruikt:

- Gegevens die zijn verzameld in het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands), waarvoor de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren wordt geteld (o.a. Arts, 2013, Fijn et al. 2018) en diverse Europese tellingen die zijn samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) database (Tasker et al, 1984, Reid & Camphuysen 1998, Leopold et al, 2012);
- Data van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn et al. 2012, 2015a).
- Dichtheidskaarten voor de jan-van-gent op basis van Waggit et al. (2020)

Vervolgens is het stochastische Collision Risk Model (gebaseerd op het Band Model (Band et al, 2007 & 2012)) gebruikt om de te verwachten aantallen aanvaringsslachtoffers onder vogels te berekenen o.b.v. beschikbare telgegevens. Voor zeevogels is gewerkt met het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotorbestreken gebied, gewogen naar hoogte. Voor trekvogels is gewerkt met het Basic Band Model, omdat geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn voor trekvogels. In bijlage 4 van het MER is de theorie achter dit model nader toegelicht en zijn de verschillende rekenstappen verder behandeld.

Voor habitatverlies wordt de worst case-aanname gehanteerd om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury et al. 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Met deze aanname kan vervolgens de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend. Dit wordt gedaan op basis van de oppervlakte van de kavels en de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen die gecorrigeerd worden met de soortspecifieke macro- uitwijkingpercentages.

In Tabel 6.1 wordt een overzicht gegeven van de soorten die bescherming genieten in één of meer Natura 2000-gebieden die op zee, in de kustzone, in het intergetijdengebied, of op land liggen en die als niet-broedvogel of trekvogel te verwachten zijn in kavel I of kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver. In de tabel is per soort ook het beoordelingskader opgenomen dat is gebruikt als maatstaf voor de (cumulatieve) effectbeoordeling. Deze beoordelingskaders komen per soort overeen met de meest recent ontwikkelde kaders uit de KEC-studies. Zo zijn voor de meest risicovolle zeevogelsoorten in het KEC 4.0 Acceptable Level of Impact-normen (ALI-normen) ontwikkeld (cf. Potiek et al. 2022a, zie verder uitleg in paragraaf 6.1.1). Voor enkele andere soorten is in het KEC 1.0 een beoordelingskader ontwikkeld aan de hand van de Potential Biological Removal (PBR) (Rijkswaterstaat, 2015, zie verder uitleg in paragraaf 6.1.3). Ook

zijn een groot aantal landvogelsoorten in de KEC-studies niet uitgewerkt. Voor deze soorten is een orde-grootteschatting van de PBR gemaakt op basis van vergelijkbare soorten en populatiegroottes. Voor alle soorten geldt dat de 1%-mortaliteitsnorm wordt gebruikt als eerste 'zeef'. Pas als deze norm wordt overschreden dan worden de effecten op de populatie verder beoordeeld aan de hand van de ALI-norm of PBR.

Binnen het traject voor de beoordeling van effecten van windparken in kavels in windenergiegebied IJmuiden Ver wordt als leidraad aangehouden dat het "... te ver zou voeren om de (gecumuleerde) effecten van de berekende extra sterfte aan aanvaringslachtoffers onder soorten door te gaan berekenen op elk van de Natura 2000-gebieden en hun (kwantitatieve) doelstellingen", en wordt de suggestie gedaan om uitsluitend "... in die gevallen dat de (gecumuleerd) berekende sterfte op NW-Europese (of Nederlandse) schaal aan gaat tikken, een naar rato doorberekening naar elk van de Natura 2000-gebieden waarvoor de betreffende soort is aangewezen op zijn plaats is." (zie Kader Ecologie en Cumulatie – Rijkswaterstaat, 2015). Conform deze aanpak zijn de meest recente bepalingen in het Kader Ecologie en Cumulatie 4.0 (Potiek et al. 2022b) over cumulatieve aantallen vogelslachtoffers in de huidige en toekomstige offshore windparken ook getoetst aan doelstellingen van Natura 2000-gebieden (Gyimesi et al. 2021). Hieruit bleek dat voor de scenario's waar windenergiegebied IJmuiden Ver onder valt uitsluitend voor de zilvermeeuw en de jan-van-gent significante effecten niet uit te sluiten zijn. Deze resultaten worden in voorliggend hoofdstuk nader besproken.

6.1.1 Niet-broedvogels

In dit hoofdstuk wordt onderbouwing gegeven aan de stelling dat effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel I of kavel II, niet zijn uit te sluiten maar significante effecten zijn wel uit te sluiten.

In Tabel 6.1 wordt een overzicht gegeven van de soorten die bescherming genieten in één of meer Nederlandse Natura 2000-gebieden die op zee, in de kustzone, in het intergetijdengebied, of op land liggen en die als niet-broedvogel of trekvogel te verwachten zijn in kavel I of kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zie Tabel 6.1 voor een overzicht van de maximale sterfte als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel I en II onder zeevogels, kustvogels en landvogels die in Nederland bescherming genieten via de Wnb als niet-broedvogel.

Tabel 6.1 Maximale sterfte als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel I en kavel II onder soorten zeevogels, kustvogels en landvogels die in Nederland bescherming genieten via de Wnb als niet-broedvogel. Gevoeligheid voor habitatverlies is gebaseerd op Dierschke et al. (2016), waarbij 0/1 impliceert geen duidelijke effecten of tegenstrijdige uitkomsten van verschillende studies. Ook is het beoordelingskader aangegeven: zijn de cumulatieve effecten door middel van een Acceptable Level of Impact (ALI) beoordeling uitgevoerd (ALI IJVer = achtergrondrapportage IJmuiden Ver (bijlage 4 MER) of aanvullende analyse Jan-van-gent (bijlage 5 MER); ALI KEC 4 = Potiek et al. 2022b, Gyimesi et al. 2021) of door een Potential Biological Removal (PBR) beoordeling in het KEC (Rijkswaterstaat 2015) of worden aantallen genoemd waaraan is getoetst (bijv. 100'en of 1.000'en). Ook zijn een groot aantal landvogelsoorten in de KEC documenten niet uitgewerkt. Voor deze soorten is een ordegrootteschatting van de PBR gemaakt op basis van vergelijkbare soorten en populatiegroottes.

	Maximale sterfte als gevolg van:		Maximale sterfte als gevolg van:		Gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	Beoordeling skader	Significant?
	Kavel I		Kavel II				
Zee- en kustvogels	Aanvaringen	Habitatverlies	Aanvaringen	Habitatverlies			
Eider	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Zwarte zee-eend	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Grote zee-eend	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Fuut	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Roodkeelduiker	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Parelduiker	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Aalscholver	0	0	0	0	0	n.v.t.	n.v.t.
Kokmeeuw	0	0	0	0	0/1	n.v.t.	n.v.t.
Stormmeeuw	0	0	0	0	0/1	n.v.t.	n.v.t.
Zilvermeeuw	9	1	5	1	0/1	ALI IJVer	Nee
Kleine mantelmeeuw	5	2	4	1	0/1	ALI IJVer	Nee
Grote mantelmeeuw	17	1	13	1	0/1	ALI IJVer	Nee
Drieteenmeeuw	9	4	8	4	0/1	ALI IJVer	Nee
Dwergmeeuw	3	2	2	1	0/1	ALI IJVer	Nee
Grote stern	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Visdief	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Noordse stern	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Dwergstern	0	0	0	0	1	n.v.t.	n.v.t.
Zeekoet	0	15	0	15	1	ALI KEC 4	Nee
Alk*	0	5	0	5	1	ALI KEC 4	Nee

Grote jager	0	0	0	0	0	n.v.t.	n.v.t.
Noordse stormvogel	0	3	0	4	1	ALI KEC 4	Nee
Jan-van-gent	7	1	7	1	1	ALI IJVer	Nee
Landvogels							
Knobbelzwaan [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Wilde zwaan [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Kleine zwaan	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Grauwe gans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kolgans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Brandgans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Rotgans	8	n.v.t.	8	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Kleine rietgans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Rietgans [#]	18	n.v.t.	18	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Smient [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Krakeend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Wilde eend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	10.000'en	Nee
Wintertaling [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Zomertaling [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Bergeend	16	n.v.t.	16	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Slobeend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Pijlstaart [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Tafeleend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kuifeend [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Topper [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Brielduiker [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Middelste zaagbek [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Grote zaagbek [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Nonnetje [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Dodaars [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Roodhalsfuut [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Geoorde fuut [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Kuifduker [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Lepelaar [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Blauwe reiger [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Zwarte stern	2	n.v.t.	2	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Lachstern [#]	0	n.v.t.	0	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
Slechtvaak [#]	1	n.v.t.	1	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Scholekster [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kluut [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kievit [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Goudplevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Zilverplevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Bontbekplevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Strandplevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Kleine plevier [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Grutto [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Rosse grutto	26	n.v.t.	26	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Wulp	23	n.v.t.	23	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Regenwulp [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Zwarte ruiter [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee
Tureluur [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Groenpootruiter [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Kemphaan [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Steenloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Paarse strandloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Drieteenstrandloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Krombekstrandloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Bonte strandloper [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Kanoet	44	n.v.t.	44	n.v.t.	n.v.t.	ALI KEC 4	Nee
Watersnip [#]	4	n.v.t.	4	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Strandleeuwerik [#]	1.162	n.v.t.	1.162	n.v.t.	n.v.t.	10'en	Nee
Oeverpieper [#]	1.162	n.v.t.	1.162	n.v.t.	n.v.t.	1.000'en	Nee
Gele kwkstaart [#]	1.162	n.v.t.	1.162	n.v.t.	n.v.t.	PBR KEC 1	Nee
Sneeuwgors [#]	1.162	n.v.t.	1.162	n.v.t.	n.v.t.	100'en	Nee

Voor soorten waarvoor op individueel niveau geen aantallen slachtoffers kunnen worden berekend (ganzen & zwanen, eenden (exclusief zwarte- en grote zee-eend en eider), fuutachtigen (exclusief fuut), reigerachtigen, roofvogels en uilen, sterns (exclusief visdief, noordse stern, grote stern en dwergstern), steltlopers en zangvogels, is als worst case scenario de volledige sterfte van een groep aan die soort toegekend.

Uit Tabel 6.1 blijkt dat voor Kavel I en II in de categorie 'zee- en kustvogels' slachtoffers vallen onder zilvertmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen, drieteenmeeuwen, dwergmeeuwen, jan-van-genten (alle zowel door aanvaringen als habitatverlies), zeekoeten en alken (beide enkel door habitatverlies). Om de worst-case situatie te waarborgen en om consistentie tussen het MER en PB te behouden, tellen we ook de slachtoffers door habitatverlies mee. Onder de zee- en kustvogels zijn enkel voor de zwarte zee-eend (51.900 vogels in de Noordzeekustzone), fuut (310 in Waddenzee), eider (26.200 en 90.000-115.000 in respectievelijk Noordzeekustzone en Waddenzee) en aalscholver (610 en 4.200 in respectievelijk Duinen Vlieland en Waddenzee) kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd voor de gebieden waarbinnen ze zijn aangewezen. Onder deze vier soorten worden echter geen slachtoffers verwacht in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver en daarmee kunnen significante effecten in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone, Waddenzee en Duinen Vlieland uitgesloten worden.

Voor de overige soorten 'zee- en kustvogels' zijn in het KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b) en in de achtergrondrapportage van de Passende Beoordeling daarvan (Gyimesi et al. 2021) de cumulatieve aantallen slachtoffers in de zuidelijke Noordzee getoetst aan de ALI-norm (cf. Potiek et al. 2022a). ALI staat voor soortspecifieke Acceptable Level of Impact (Potiek et al. 2022a). Deze soortspecifieke ALIs zijn in de vorm van: De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Onder deze soorten werd alleen bij de jan-van-gent en de zilvertmeeuw een overschrijding van de ALI-normen gevonden (Potiek et al. 2022b). Hoewel deze ALI-normen oorspronkelijk niet zijn ontworpen voor toetsing op het niveau van de gebiedsbescherming, dus voor populaties van Natura 2000-gebieden, zijn de uitkomsten van de KEC 4.0 studie wel gebruikt in de huidige beoordeling voor vogelsoorten waaronder aanvaringsslachtoffers vallen. Dit is gedaan vanwege de onduidelijkheid over de binding van zeevogels buiten het broedseizoen met specifieke gebieden op zee. Wegens deze kennisleemte wordt momenteel de aanname gedaan dat buiten het broedseizoen deze vogels zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee. Met andere woorden, kunnen alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik maken van alle Natura 2000-gebieden, wat ook betekent dat individuen ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van aanvaringen. Dit houdt ook in dat individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en de effecten die op populatieniveau optreden verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populaties van Natura 2000-gebieden. Volgens deze werkwijze worden ook de resultaten van de huidige beoordeling van de cumulatieve effecten van kavels I en II van IJmuiden Ver op de zilvertmeeuw en jan-van-gent (bijlage 4 van het MER en bijlage 5 van het MER specifiek voor de jan-van-gent) gebruikt. Deze uitkomsten laten zien dat bij deze soorten geen overschrijding van de ALI-drempelwaarde optreedt, en daarom zijn significant negatieve effecten ook op Natura 2000-gebieden uit te sluiten (Tabel 6.1). Ook toetsing aan de nieuwe ALI-normen (hetgeen in bijlage 11 van het MER is opgenomen) leidt voor deze soorten tot eenzelfde conclusie.

De toetsing aan de nieuwe ALI-normen (zie bijlage 11) leidt voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027) wel tot overschrijding. Zoals hierboven beschreven, is de ALI-methodiek primair bedoeld voor toetsing van het cumulatieve aantal slachtoffers in offshore windparken op het niveau van de soortenbescherming en niet op het niveau van gebiedsbescherming. In het geval van de alk en de zeekoet gaat het om slachtoffers als gevolg van habitatverlies; vanwege hun zeer lage vlieghoogte lopen deze soorten geen risico op aanvaringen. In het geval van slachtoffers als gevolg van habitatverlies wordt rekening gehouden met vermijding van offshore gebieden waar een windpark ontwikkeld wordt. Hierdoor gaat een stuk habitat verloren, waardoor vogels

in potentie in minder geschikt habitat terechtkomen, of ontstaat in de resterende habitat verhoogde competitie. Deze effecten kunnen leiden tot sterfte. Echter omdat windparken niet in Natura 2000-gebieden ontwikkeld worden, gaat voor populaties binnen Natura 2000-gebieden ook geen habitat verloren. Bovendien speelt externe werking in het geval van habitatverlies ook niet. Als individuen uit een Natura 2000-gebied in de buurt van een windpark komen, kunnen ze altijd veilig naar het beschermd natuurgebied terugkeren. Daarom kan ook gesteld worden dat de uitkomsten van de ALI-toetsing in het KEC 4.0 niet in het algemeen gebruikt kunnen worden voor de beoordeling van de effecten op Natura 2000-gebieden als het gaat om effecten als gevolg van habitatverlies. Deze beoordeling wordt daarom afzonderlijk voor elk Natura 2000-gebied gedaan en volgt in paragraaf 6.3.

Landvogels die als niet-broedvogel beschermd zijn in Natura 2000-gebieden kunnen kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitsluitend tijdens hun seizoenstrek bereiken en worden apart in 6.1.3 besproken.

6.1.2 Broedvogels (kolonievogels)

IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste aangewezen broedvogels uit Natura 2000-gebieden. Daarom worden uitsluitend de effecten die de voorgenomen activiteit heeft, getoetst op broedende kleine mantelmeeuwen uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee.

De slachtofferaantallen van kleine mantelmeeuwen uit de bovengenoemde Natura 2000-gebieden zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen (zie bijlage 4 van het MER voor een gedetailleerdere beschrijving). Daarnaast is als worst case-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012). De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door aanvaringen en habitatverlies (zie paragraaf 8.2.3 van bijlage 4 van het MER). Dit geldt voor zowel kavel I als kavel II. De kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen Texel ondervindt procentueel de meeste slachtoffers, maar zelfs voor deze kolonie ligt de maximale additionele sterfte op 0,06% van de natuurlijke mortaliteit voor kavel I en 0,05% voor kavel II. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd.

Significant negatieve effecten ten gevolge van kavel I en/of II op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee zijn daarom uit te sluiten.

6.1.3 Trekvogels

In hoofdstuk 4 van voorliggende PB is gesteld dat:

“Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel I en II vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.”

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

Uit paragraaf 6.1.1 blijkt dat significante effecten op trekkende zee- en kustvogels die het NCP als overwinteringsgebied gebruiken of er uitsluitend doorheen trekken, zijn uit te sluiten. De overige trekvogels bevinden zich allemaal in de categorie ‘landvogels’. Onder de soorten ‘landvogels’ waarvoor omliggende Natura-2000 gebieden als niet-broedvogels aangewezen zijn, vallen mogelijk slachtoffers onder knobbelzwaan, wilde zwaan, grauwe gans, kolgans, brandgans en (kleine) rietgans (18 in totaal voor zowel kavel I als II voor alle ganzen en zwanen door aanvaringen), smient, krakeend, wilde eend, wintertaling, zomertaling, slobbeend, pijlstaart, tafeleend, kuifeend, topper, brilduiker, middelste zaagbek, grote zaagbek en nonnetje (1 in totaal voor zowel kavel I als II voor alle eenden door aanvaringen), slechtvalk (1 in totaal voor zowel kavel I als II voor alle roofvogels en uilen door aanvaringen), scholekster, kluut, Kievit, goudplevier, zilverplevier, bontbekplevier, strandplevier, kleine plevier, grutto, regenwulp, zwarte ruit, tureluur, groenpootruiter, kempaan, steenloper, paarse strandloper, drieteenstrandloper, krombekstrandloper, bonte strandloper en watersnip (4 in totaal voor zowel kavel I als II voor alle steltlopers door aanvaringen) en strandleeuwrik, oeverpieper, gele kwikstaart, frater en sneeuwgorst (1.162 in totaal per kavel voor zowel kavel I als II voor alle zangvogels door aanvaringen).

De genoemde aantallen slachtoffers zullen niet alleen onder deze soorten vallen, maar ook onder alle andere trekvogelsoorten die op hun jaarlijkse seizoenstrek het gebied kunnen passeren. Hieronder vallen ook soorten met (zeer) grote populatiegroottes. Door de grote populatiegroottes van bijna alle trekvogelsoorten, de bijhorende hoge Potential Biological Removal (PBR)-normen en de instandhoudingsdoelstellingen in de Natura 2000-gebieden zijn de aantallen slachtoffers in verhouding (relatief) klein. De PBR is een referentiepunt in de beoordeling, waarbij op basis van de populatieomvang van de soort in kwestie, status van de populatie en herstelcapaciteit, berekend wordt hoeveel slachtoffers de populatie jaarlijks kan incasseren zonder in gevaar te komen (zie Kader Ecologie en Cumulatie 1.0). In het Kader Ecologie en Cumulatie 1.0 is voor al deze trekvogelsoorten het cumulatieve aantal slachtoffers beoordeeld in alle windparken die in de periode van de Routekaart 2023 ontwikkeld zullen worden (Rijkswaterstaat 2015). Hieruit bleek dat voor de meeste trekvogelsoorten de cumulatieve sterfte onder 10% van de PBR zou blijven. Gezien de relatief lage slachtofferaantallen onder deze soorten is met zekerheid te stellen dat het toevoegen van sterfte in windenergiegebied IJmuiden Ver aan de cumulatiescenario's nooit tot significante effecten zal leiden, vooral omdat dit windenergiegebied nog verder van de kust ligt dan windparken van de Routekaart 2023, en daarmee vermoedelijk nog lagere fluxen van landvogels het gebied zullen doorkruisen. Een uitzondering hierop vormen de soorten kleine zwaan, drieteenstrandloper, kanoet, wulp, zwarte stern en spreeuw. Voor deze soorten bedroegen de slachtofferaantallen voorspeld in het KEC 1.0 meer dan 10% van de PBR (Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn voor deze soorten in de recente KEC 4.0 studie populatiemodellen ontwikkeld, op basis waarvan kon berekend worden dat significant negatieve effecten voor windparken in cumulatie met IJmuiden Ver uitgesloten kunnen worden. Op basis hiervan kan geconcludeerd worden dat voor trekkende landvogels geen significant effect zal optreden binnen de kaders van de Wnb en significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden zijn uit te sluiten.

Als voorbeeld lichten we de zangvogelsoort sneeuwgorst toe, waarvoor door de beperkte en op de lange termijn afnemende populatie in Nederland een lage PBR-waarde geldt. Onder alle zangvogels is een hoog

aantal voorspeld, namelijk 1.162 slachtoffers per kavel voor zowel kavel I als II. Indien al deze zangvogel slachtoffers onder de sneeuwgorzen zouden vallen, dan zou de PBR van deze soort overschreden worden. Echter, uit de beoordeling van de effecten op beschermde vogelsoorten (Soortenbijlage MER IJmuiden Ver) blijkt dat dit aantal slachtoffers verdeeld over minstens 60 verschillende zangvogelsoorten (soorten waarvan jaarlijkse slachtoffers niet uit te sluiten zijn; er zullen potentieel nog meer soorten langs kunnen vliegen) te verwachten is.

De totale populatiegrootte van al deze soorten bedraagt vele miljoenen vogels (> 50 miljoen o.b.v. Soortenbijlage MER IJmuiden Ver), en ook de verwachte flux van zangvogels in IJmuiden Ver (ca. 120.000 individuen in zowel kavel I als II) zal gedomineerd worden door deze soorten. Verwacht wordt dat de fractie sneeuwgorzen van deze flux aan zangvogels verhoudingsgewijs met de populatiegroottes van de andere zangvogelsoorten zal verlopen. Zo zal de potentiële flux van sneeuwgorzen laag zijn: op basis van populatiegroottes 0,18% van de totale flux, oftewel ca. 200 individuen in beide kavels. Het verwachte aantal slachtoffers bij een dergelijke flux is maximaal 3 individuen in zowel kavel I als II, wat onder de PBR van enkele tientallen individuen van de soort zou liggen. Bovendien zullen deze individuen en slachtoffers ook niet allemaal van Natura 2000-gebieden afkomstig zijn.

Dit alles rechtvaardigt de uitspraak dat significante effecten op sneeuwgorzen als gevolg van een windpark in kavel I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn uit te sluiten. Door de beperkte en op de lange termijn afnemende populatie in Nederland geldt voor deze soort een lage PBR-waarde. Gezien de bovenstaande exercitie (lage voorspelde slachtofferaantallen in combinatie met een groot aantal soorten) zou ook voor andere trekkende landvogelsoorten met een relatief ongunstige populatiestatus bovenstaande conclusie gelden. De meeste overige trekkende landvogelsoorten hebben een betere populatiestatus en daarom zullen de effecten relatief nog lager uitvallen. In combinatie met de resultaten van de verschillende KEC studies kan geconcludeerd worden dat significant negatieve effecten op trekkende landvogels zijn uit te sluiten.

6.2 Zeezoogdieren

De zeezoogdieren waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd in Natura 2000-gebieden en die in het plangebied voorkomen zijn bruinvis, grijze zeehond en gewone zeehond (zie paragraaf 4.4). In de effectanalyse wordt dan ook uitsluitend met deze zeezoogdieren rekening gehouden.

6.2.1 Inleiding en effectbepaling

Geluid, trillingen en fysieke aantasting

Ten behoeve van de effectbeoordeling is berekend hoeveel bruinvissen en zeehonden effecten kunnen ondervinden van de geluidbelasting tijdens het heien. Deze effecten kunnen zich manifesteren in de vorm van een gedragsrespons, zoals een versnelde ademhaling en wegzwemmen van de geluidsbron of in de vorm van een – fysiologisch – effect op het gehoor waardoor de dieren door een langere blootstelling aan verhoogde geluidsniveaus tijdelijk (TTS: tijdelijke verhoging van de gehoordrempel) of permanent (PTS: permanente verhoging van de gehoordrempel) minder goed kunnen horen. Een effect op het gedrag treedt op zodra het geluid begint; dieren reageren op de eerste heiklap. Bij effecten op het gehoor (TTS of PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, oftewel de 'optelsom' van meerdere geluidspulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL).

Op grond van de resultaten van eerdere, voor het KEC 1.0 windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat effecten op het gedrag maatgevend zijn voor mogelijke effecten op populaties. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen veel kleiner is dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden. Bovendien treedt, mits PTS wordt voorkomen door het toepassen van mitigatie, bij alle mogelijk beïnvloede dieren volledig herstel van het gehoor op (bij verreweg de meeste binnen enkele uren na verlaten van het beïnvloedingsgebied of na afloop van het heien). Een dergelijke tijdelijke, geringe verhoging van de gehoordrempel heeft voor zeehonden en bruinvissen geen negatieve invloed op de mogelijkheid om voedsel te vinden en te vangen, en daarmee ook niet op hun overlevingskans (zie verder het achtergronddocument van HWE).

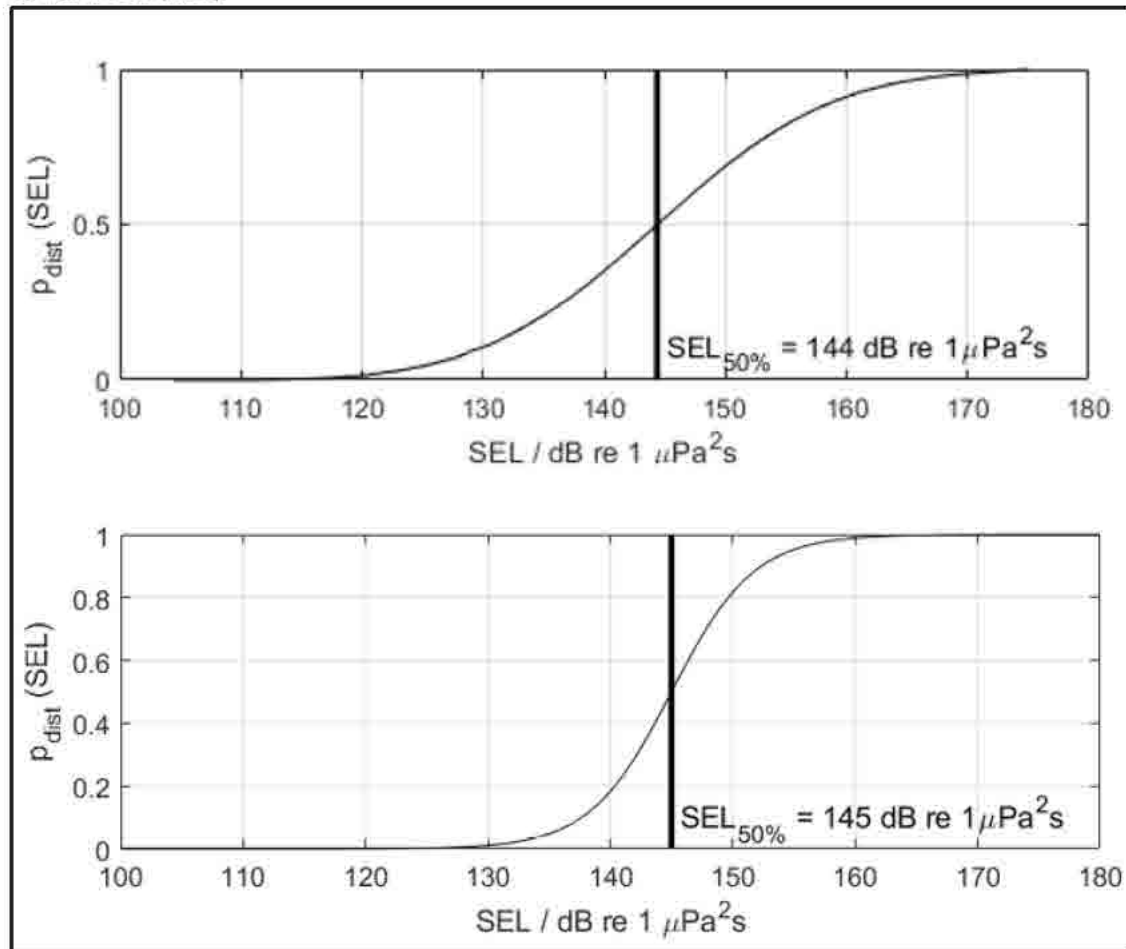
Voor het KEC 4.0 is op grond van geüpdatete worst case uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen (Heinis & de Jong et al., 2022). Uit de worst case berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen vanwege het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidsnorm $SEL_{ss}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager. Deze conclusie is mede het gevolg van het recente wetenschappelijke inzicht (Southall et al., 2019) dat het optreden van permanente effecten op het gehoor bij blootstelling aan onderwatergeluid afhangt van de frequentie-afhankelijke gehoorgevoeligheid van de dieren.

Verstoring door geluid en trillingen

Of een dier in zijn gedrag door geluid wordt beïnvloed, hangt af van het geluidsniveau en daarmee van de afstand tot de geluidsbron. Ook is er binnen een soort sprake van individuele variatie in de gedragsrespons, die context-afhankelijk is (leeftijd, geslacht, motivatie, e.d.). In de KECs 1.0 t/m 3.0 en de daarop gebaseerde effectstudies is met deze variatie geen rekening gehouden en is ervan uitgegaan dat bij geluidsniveaus boven een bepaalde drempelwaarde alle dieren een gedragsrespons vertonen en bij lagere geluidsniveaus geen enkel dier. Tyack & Thomas (2019) geven aan dat het gebruik van een dergelijke discrete drempelwaarde tot een foute inschatting van het aantal door geluid verstoorde dieren kan leiden. Voor het achtergrondrapport 'Zeezoogdieren' bij het KEC 4.0 is daarom besloten met de variatie in gedragsrespons rekening te houden door gebruik te maken van een dosis-reponsrelatie in plaats van een discrete drempelwaarde (Heinis & de Jong et al., 2022). Het betekent dat in de berekeningen rekening is gehouden met verschillen in de kans op verstoring van dieren die zich bij aanvang van de heiwerkzaamheden dicht bij de heilocatie bevinden, waar het geluidsniveau hoger is, en dieren die zich op grotere afstand bevinden.

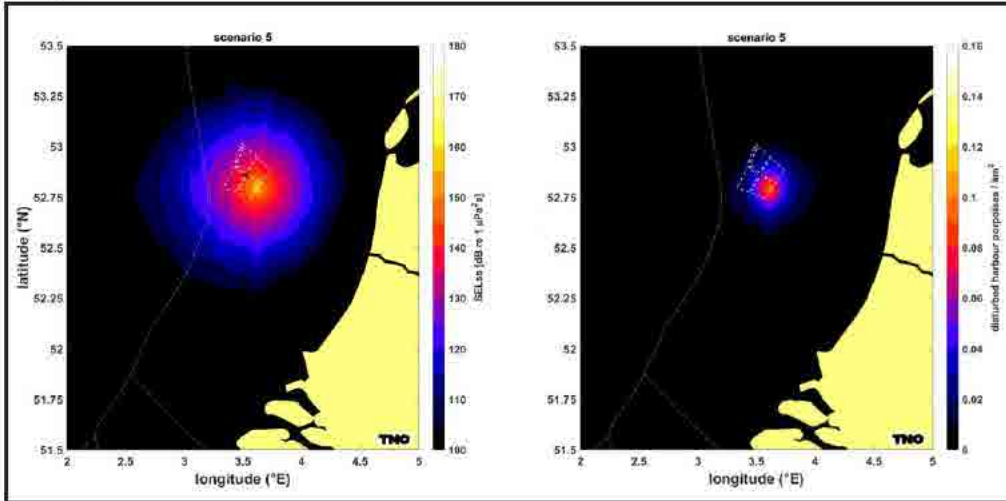
Voor bruinvissen is deze relatie geschat op basis van waarnemingen rond heiwerkzaamheden in Nederland, Duitsland en Schotland (o.a. Geelhoed et al., 2018, Brandt et al., 2018, Graham et al., 2019) en voor zeehonden op basis van Kastelein et al. (2011), Russell et al. (2016), Whyte et al. (2020) en Aarts et al. (2018). De gebruikte relaties zijn in Figuur 6.1 weergegeven (zie Heinis & de Jong et al. (2022) voor verdere details over de toegepaste dosis-responsrelaties).

Figuur 6.1 Relaties tussen geluidsdosis (ongewogen breedband single strike sound exposure level) en kans op het optreden van een gedragsrespons bij bruinvissen (boven) en zeehonden (onder). Er is van uitgegaan dat de respons van gewone en grijze zeehonden vergelijkbaar is (zie Heinis et al., 2022 voor onderbouwing). De verticale lijn en de in de figuren weergegeven SEL_{50%}-waarde geven aan bij welke SEL er 50% kans op verstoring van de dieren is. Uit Heinis et al. (2022).

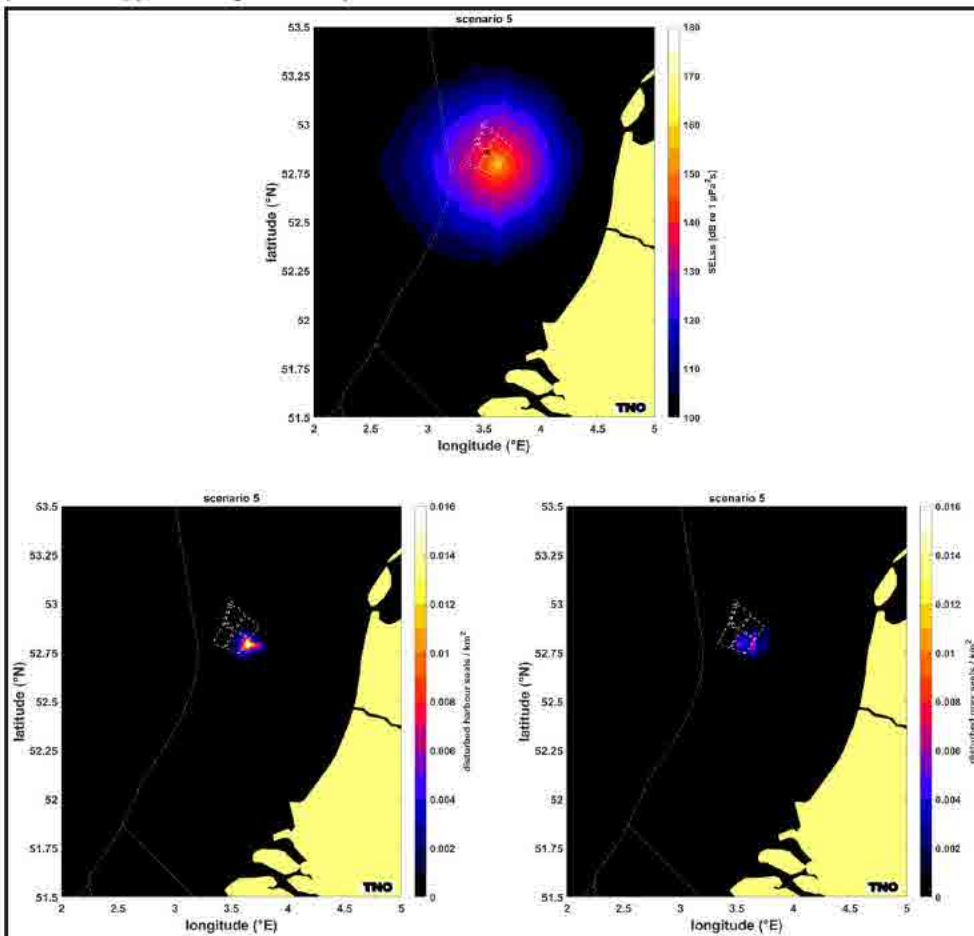


De effecten van heigeluid op het gedrag zijn berekend aan de hand van de met AQUARIUS 4.0 gegenereerde onderwatergeluidkaarten, waarin geluidsverspreiding door een enkele heiklap is weergegeven (SEL_{ss}). Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald wat het totale aantal verstoorde dieren is per km^2 . Op basis van de geluidsnorm van $SEL_{SS} = 160 \text{ dB re } 1 \mu Pa^2 s$ (750 m) zijn voorbeelden weergegeven van de resulterende contouren en het op grond daarvan berekende, door heigeluid verstoorde oppervlak in Figuur 6.2 en Figuur 6.3.

Figuur 6.2 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km^2 a.g.v. heien op deze locatie (rechts).



Figuur 6.3 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km^2 a.g.v. heien op deze locatie.



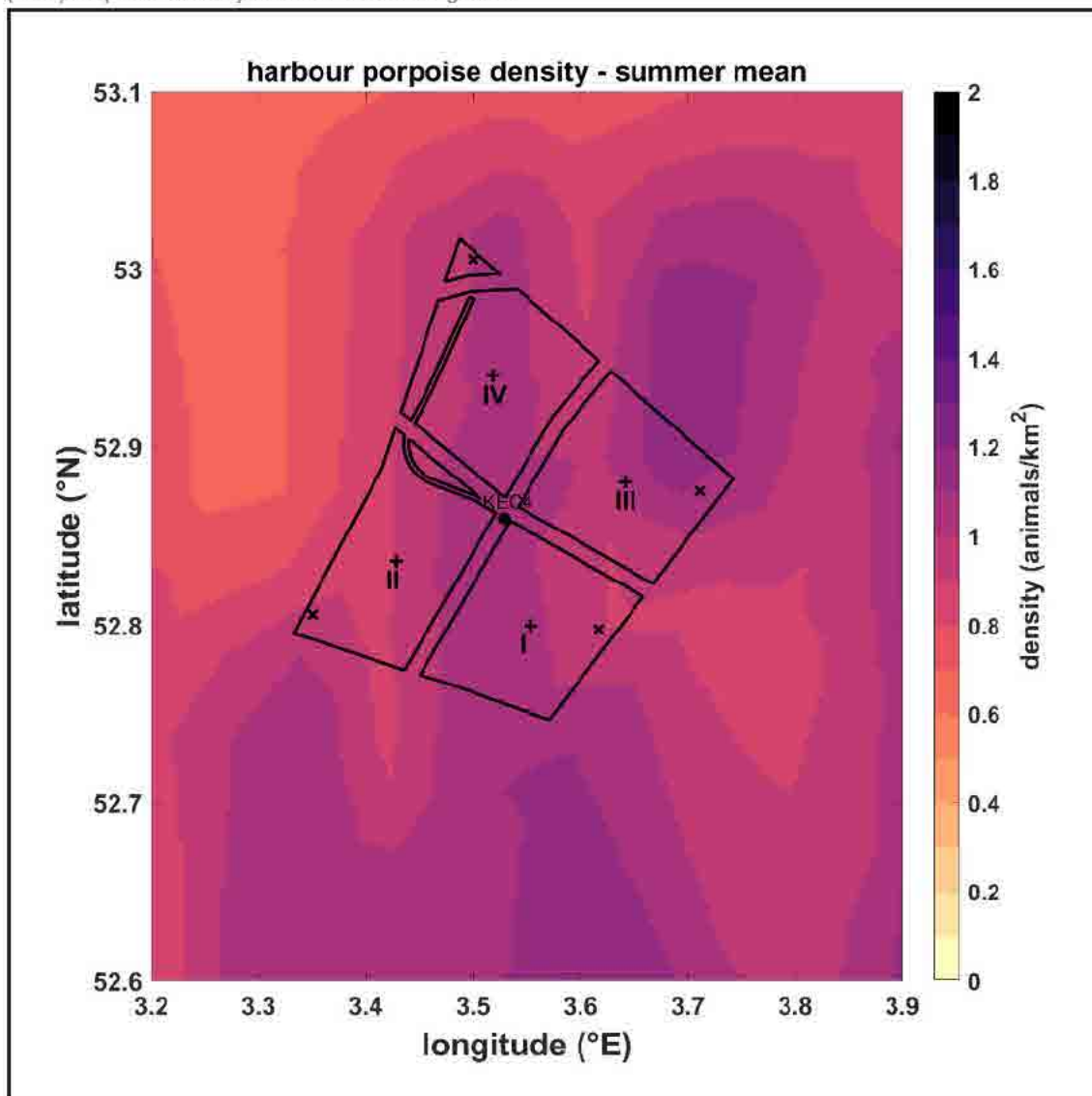
Berekenen van het aantal verstoorde dieren

In het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de meest recente verspreidingskaarten van bruinvissen en gewone en grijze zeehonden. Het aantal verstoorde dieren per heidag is voor de drie soorten berekend door voor elk punt in de geluidkaart de kans verstoring te vermenigvuldigen met het oppervlak van de grid-cel rond het punt én met de lokale schatting van de dichtheid van de dieren op dit punt (uit de dierverspreidingskaarten, geïnterpoleerd naar hetzelfde grid als de geluidkaarten). Vervolgens zijn alle, zo verkregen waarden van de punten gesommeerd.

Bruinvissen

Voor bruinvissen is de lokale dichtheid afgeleid van de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld. Het betreft een update van de kaart voor de zomerdichtheid van bruinvissen van Gilles et al. (2016), aangevuld met gegevens van de 2016 SCAN-III survey en jaarlijkse zomertellingen uit België, Nederland (door WMR), Duitsland en Denemarken over de periode 2014 – 2019. Vanwege het ontbreken van actuele kaarten voor de overige seizoenen, is er voor deze studie, net zoals in Heinis & de Jong et al. (2022) van uitgegaan dat de gemiddelde verspreidingskaart uit Gilles et al. (2020) voor het hele jaar geldt. In Figuur 6.4 is de dichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven.

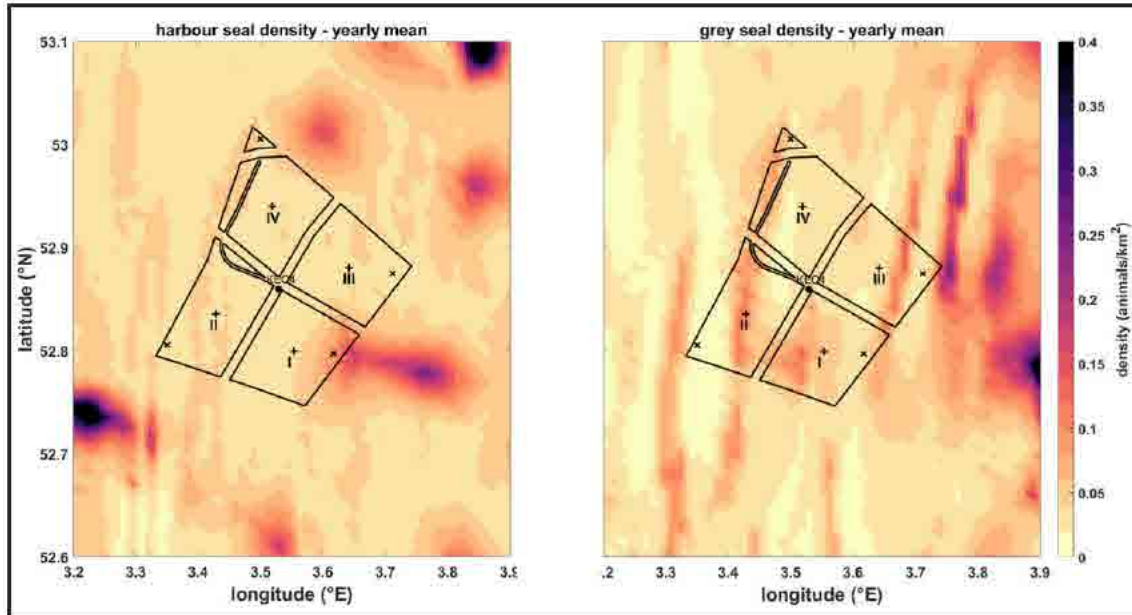
Figuur 6.4 Lokale bruinvisdichtheid in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaart die door Gilles et al. (2020) in opdracht van Rijkswaterstaat is samengesteld.



Zeehonden

Voor zeehonden op het NCP is uitgegaan van de ten behoeve van het KEC 4.0 samengestelde kaarten van Aarts et al. (2021). Hierin is op basis van alle beschikbare zendergegevens voor elke maand de dichtheid van de gewone en grijze zeehonden gemodelleerd. Figuur 6.5 toont de jaargemiddelde dichtheid voor gewone en grijze zeehond rond het windenergiegebied IJmuiden Ver.

Figuur 6.5 Jaargemiddelde lokale dichtheid van gewone zeehonden (links) en grijze zeehonden (rechts) in en rond het windenergiegebied IJmuiden Ver, uit de kaarten die door Aarts et al. (2021) in opdracht van Rijkswaterstaat zijn samengesteld.



Bepalen van effecten op de populatie

Voor het bepalen van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is uitgegaan van de aanpak en uitgangspunten van het KEC 4.0 (Heinis et al., 2022). Ten opzichte van het eerdere KEC 3.0 (Heinis et al., 2019) zijn in het KEC 4.0 op basis van de meest recente kennis en inzichten opnieuw enkele verbeteringen in de stappen van de voor het KEC 1.0 ontwikkelde redeneerlijn aangebracht.

Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices, zie Kader 6.1) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS). Zo is er in het KEC 4.0 op grond van geüpdatete worst case uitgangspunten opnieuw berekend of er een kans is dat bruinvissen of zeehonden PTS oplopen bij het heien van turbinefunderingen. Uit de worst case berekening volgt dat er een verwaarloosbare kans is dat bruinvissen of zeehonden een permanente verhoging van de gehoordrempel (PTS) oplopen ten gevolge van het onderwatergeluid bij het heien voor de aanleg van wind op zee, mits daarbij het onderwatergeluid wordt gelimiteerd tot de geluidnorm $SEL_{SS}(750m) = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, of lager.

Kader 6.1 Kader Acoustic Deterrent Devices (ADD)

Acoustic Deterrent Devices (ADD)

Met ADD's wordt voorafgaand aan het heien gedurende korte tijd voor zeezoogdieren als hinderlijk ervaren geluid geproduceerd, waardoor zij van de heilocatie wegzwemmen (zie bijvoorbeeld Kastelein et al., 2017). Hierdoor wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden. Uit de in Bijlage 2 weergegeven berekeningen blijkt dat de kans dat deze effecten op het gehoor bij bruinvissen en zeehonden optreden verwaarloosbaar is als ervan wordt uitgegaan dat de dieren bij de start van het heien wegzwemmen en zeer klein (m.n. bij zeehonden) als de dieren niet zouden wegzwemmen. Bruinvissen die zich bij aanvang van het heien binnen een afstand van 1,2 km van de heilocatie bevinden en niet wegzwemmen, zouden PTS kunnen oplopen als wordt uitgegaan van de hogere geluidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het zou dan om maximaal 4 bruinvissen per geheide turbinefundering gaan.

Bij de aanleg van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver zullen het er zeker minder zijn, omdat een strengere geluidnorm van SELss (750 m) = 160 of 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ zal worden gehanteerd en omdat een 'slow start' zal worden toegepast. De hoeveelheid geluid waaraan eventuele niet wegzwemmende bruinvissen worden blootgesteld zal daardoor aanmerkelijk minder zijn.

Inmiddels is gebleken dat het gebruik van een ADD weinig effect heeft wanneer er gebruik wordt gemaakt van een slow/soft start procedure. Dit heeft namelijk, in combinatie met het verjagende effect van het werkverkeer, al een afschrikkende werking. De geluidsreductie van de ADD heeft daardoor weinig extra effect.

Voor het KEC 4.0 is een schatting gemaakt van de cumulatieve effecten op de populaties bruinvissen en zeehonden van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030, inclusief een drietal rekenvarianten voor een versnelde aanleg (totaal ca. 21 – 27 GW geïnstalleerd vermogen). Daarbij is voor de drie soorten zeezoogdieren gebruik gemaakt van het Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) model van SMRU/University St. Andrews (Harwood et al., 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC 2005; New et al., 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn.

In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen de duur van de gedragsverandering (het aantal dagen dat een dier in zijn normale gedrag wordt verstoord, het aantal **dierverstoringsdagen**) en factoren als overlevingskans en reproductiesucces (vital rates). De relatie is afgeleid door het raadplegen van deskundigen volgens een formeel expert elicitation proces, aangezien voor veel soorten meetgegevens voor het ontwikkelen van een 'full' PCoD model (cf. New et al., 2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een numerieke schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn twee workshops gehouden waarin via expert elicitation op basis van nieuwe kennis en verbeterde inzichten voor bruinvissen en zeehonden opnieuw relaties zijn afgeleid (Booth & Heinis 2018; Booth et al., 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het Interim PCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven⁵. Bij de berekeningen voor het KEC 4.0 is gebruik gemaakt van de nieuwste versie 5.2 van het Interim PCoD model (<http://www.smruconsulting.com>).

⁵ Een beta-versie van het geüpdatete Interim PCoD model is al in 2018 gebruikt voor de KEC 3.0 berekeningen van de cumulatieve effecten op de bruinvispopulatie (zie Heinis et al., 2019).

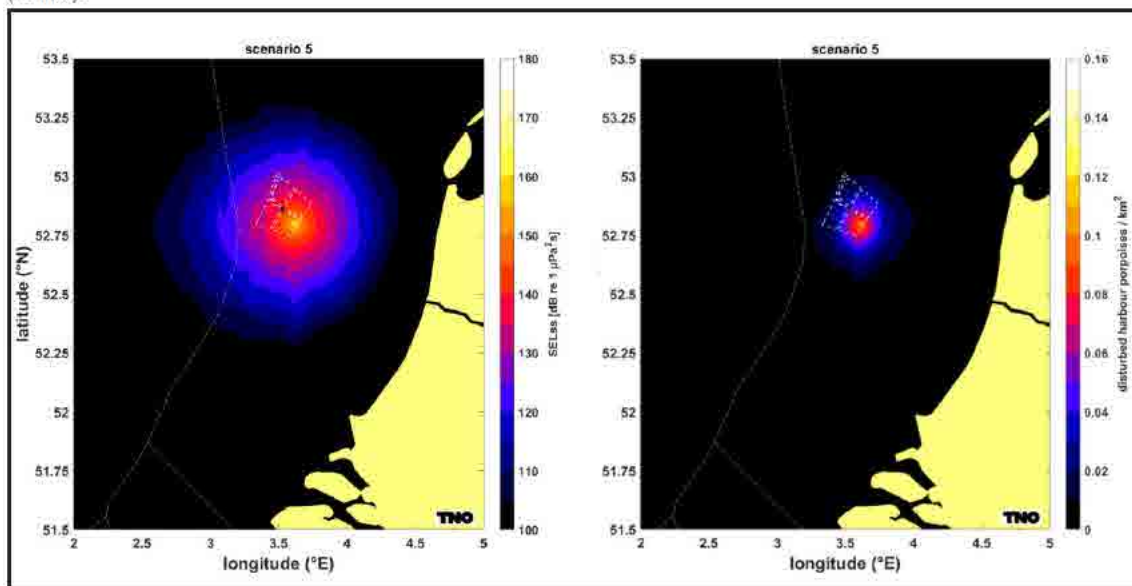
Het totale aantal dierverstoringsdagen is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal heidagen. Daarbij is aangenomen dat alle funderingstypen binnen 1 dag worden geheid. In het iPCoD model versie 5.0 (en later) wordt ervan uitgegaan dat elke heidag (ongeacht de heiduur) gemiddeld genomen tot een 6 uur durende verstoring leidt bij bruinvissen die zich in het door geluid verstoorde gebied bevinden. Dit is een pragmatische keuze. Voor zeehonden is in het model van een langere verstoringsduur van 24 uur uitgegaan, ondanks dat de deskundigen het er tijdens de expert elicitation over eens waren dat hiermee de duur van de verstoring wordt overschat. Ondanks dat Russell et al. (2016) hebben laten zien dat de verstoring bij gewone zeehonden veel korter duurt (ca. 4 uur: heitijd + 2 uur), konden zij het niet met elkaar eens worden over wat de verstoringsduur zou moeten zijn⁶.

6.2.2 Effecten tijdens aanlegfase

Bruinvissen

In Figuur 6.2, hieronder herhaald als Figuur 6.6 is de door TNO berekende verdeling van het voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op het diepste punt van kavel I in het windenergiegebied IJmuiden Ver weergegeven. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' / 'slow start' procedure (heiwerkzaamheden vangen aan met een lage heid-energie zodat bruinvissen de gelegenheid krijgen om naar een veiliger locatie te zwemmen) wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Er is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Tijdens het heien onder deze voorwaarde ontstaat voor bruinvissen een verstoord gebied van 568 km². Het rechterpaneel van Figuur 6.6 toont het aantal op een heidag verstoorde bruinvissen per km². Voor het scenario dat in deze figuur is getoond (hamerenergie 4.000 kJ op het diepste punt in kavel I, is berekend dat op een heidag 566 bruinvissen worden verstoord.

Figuur 6.6 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (links) en het aantal verstoorde bruinvissen per km² a.g.v. heien op deze locatie (rechts).



⁶ Het is niet ondenkbaar dat enkele experts bij hun inschattingen van de kans op effecten op de vital rates van een kortere verstoringsduur zijn uitgegaan.

De berekende effecten van het heien voor de aanleg van turbinefunderingen in kavel I en II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op bruinvissen zijn opgenomen in Tabel 6.2 en Tabel 6.3. Hierbij is uitgegaan dat een geluidsnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa_{2s} (750 m) wordt toegepast. Voor meer informatie over de achterliggende berekeningen en totstandkoming van deze gegevens, zie voorgaande paragraaf 6.2.1 en bijlage 6 van het MER.

Tabel 6.2 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor bruinvissen. Hierbij is uitgegaan dat een geluidsnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa_{2s} (750 m) wordt toegepast.

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	568 – 611	643 – 694	626
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	566 – 599	587 – 638	596
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	38,0 – 40,1	39,3 – 42,8	39,9

Tabel 6.3 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW) voor bruinvissen. Hierbij is uitgegaan dat een geluidsnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa_{2s} (750 m) wordt toegepast.

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	523 – 575	552 – 655	598
Tripodfundering	490 – 547	506 – 541	576
Jacketfundering	486 – 542	515 – 622	570
Verstoorde bruinvissen per heidag (n)			
Monopaalfundering	522 – 563	504 – 627	569
Tripodfundering	488 – 537	470 – 572	549
Jacketfundering	485 – 532	418 – 493	543
Dierversoringsdagen (1000-tallen)			
Monopaalfundering	26,1 – 28,1	25,2 – 30,1	28,5
Tripodfundering	24,4 – 26,8	23,1 – 28,8	27,5
Jacketfundering	24,2 – 26,6	23,4 – 28,6	27,1

Uit de resultaten blijkt:

- De verschillen in de berekende oppervlakten (effectief) verstoord gebied zijn relatief klein, wat een gevolg is van de toegepaste geluidsnorm van SEL_{ss} = 160 dB re 1 µPa_{2s} op 750 m.
- Afgemeten aan het aantal dierversoringsdagen verschillen de twee onderzochte alternatieven in effecten op de bruinvispopulatie. Dit hangt vooral samen met het aantal heidagen (= aantal funderingen): de aanleg van alternatief 1 (67 funderingen) leidt tot 1,4 – 1,5 maal zo veel dierversoringsdagen als die van alternatief 2 (50 funderingen).

- Voor de twee kavels zijn vergelijkbare effecten berekend. De iets kleinere, voor kavel I berekende effecten zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in bruinvisdichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels (zie Figuur 6.5).
- In vergelijking met het aantal dierverstoringsdagen dat het uitgangspunt vormde voor de Interim PCoD berekeningen in het KEC 4.0 liggen de berekende waarden voor de kavels I en II in dezelfde orde van grootte.

Voor de kavels I – IV van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn door TNO voor de effecten van het heigeluid op bruinvissen ook berekeningen uitgevoerd uitgaande van een hogere geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = **164 dB** re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (zie bijlage 6 van het MER). Zoals hiervoor weergegeven zijn de berekende verschillen binnen en tussen de kavels klein en mede vanwege diverse modelonzekerheden niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels. TNO heeft daarom voor deze studie de rekenresultaten voor de 8 locaties in de kavels I – IV gemiddeld (2 locaties per kavel) en een beeld van de bandbreedte van de schatting gegeven via de standaarddeviatie. De resultaten van de berekeningen zijn als aantal duizenden bruinvisverstoringsdagen weergegeven in Tabel 6.4. Ter vergelijking zijn de over de vier kavels gemiddelde waarden bij toepassen van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ook weergegeven, evenals het aantal bruinvisverstoringsdagen dat is berekend voor de KEC 4.0 locatie (afgerond).

De vergelijking laat zien dat toepassen van een ruimere geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ tot een toename van het aantal bruinvisverstoringsdagen leidt van ca. 51 – 56% in vergelijking met het toepassen van SEL_{ss} (750) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. In alternatief 2 worden minder turbinefunderingen geheid en is het aantal (berekende) bruinvisverstoringsdagen bij de ruimere geluidsnorm vergelijkbaar met het aantal dat voor alternatief 1 met geluidsnorm 160 dB en de KEC 4.0 locatie is berekend.

Tabel 6.4 Gemiddelde (\pm standaarddeviatie) van het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen (1000-tallen) per kavel, voor het heien van turbinefunderingen in het windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I – IV).

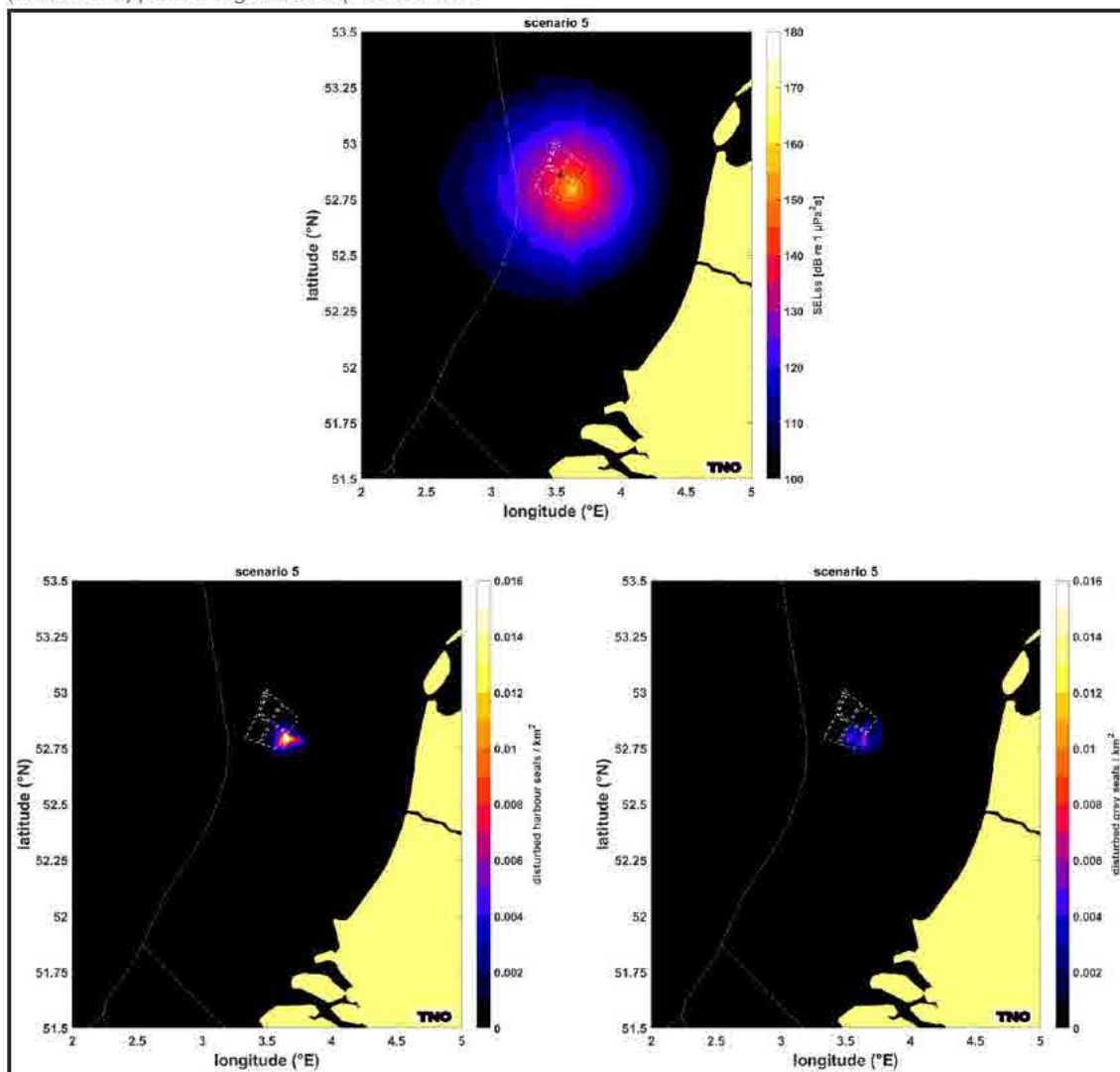
Geluidsnorm SEL _{ss} (750m) [dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$]	Alternatief 1 (67 turbines)	Alternatief 2 (50 turbines)		
	Monopaalfundering	Monopaalfundering	Tripodfundering	Jacketfundering
164	59 \pm 4	41 \pm 3	39 \pm 3	39 \pm 3
160	39 \pm 3	27 \pm 2	25 \pm 3	25 \pm 2
KEC 4.0	40	-	-	-

Zeehonden

Voor zeehonden (gewone en grijze zeehonden) ontstaat in de uren dat rond de heilocatie wordt geheid een kleinere verstoringscontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren. In de berekeningen van TNO van deze geluidsverdeling is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SEL_{ss} = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Uit de berekeningen blijkt dat tijdens het heien in het windenergiegebied IJmuiden Ver voor zeehonden maximaal 224 km²

verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd (zie tevens bijlage 6 van het MER). Zie hieronder ook Figuur 6.3 herhaald Figuur 6.7.

Figuur 6.7 Voorbeeld van de berekende verdeling van SELSS (ongewogen, breedband) bij heien met toepassing van een geluidsnorm van SELSS = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor een heiscenario op het diepste punt in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver (boven) en het aantal verstoorde gewone zeehonden (linksonder) en grijze zeehonden (rechtsonder) per km^2 a.g.v. heien op deze locatie.



De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn opgenomen in Tabel 6.5 en Tabel 6.6. In deze tabellen zijn de gevolgen van de beide alternatieven in windenergiegebied IJmuiden Ver op het gedrag van gewone zeehonden in verschillende seizoenen. Weergegeven is het aantal zeehonden die zich bij aanvang van de heii-activiteiten binnen de contour kunnen bevinden waar de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden.

Maximaal gaat het om 2 tot 34 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (0,01 tot 0,2% van de Nederlandse populatie voor gewone zeehonden en < 0,03 tot 0,1% voor grijze zeehonden). Voor de twee kavels zijn voor gewone zeehonden vergelijkbare effecten

berekend. De iets kleinere effecten voor grijze zeehonden bij kavel II zijn toe te schrijven aan (toevallige) verschillen in de dichtheid rond de gekozen rekenlocaties en zijn waarschijnlijk niet representatief voor systematische verschillen tussen de kavels.

Het aantal te heien funderingen in aanmerking genomen, is het effect van de constructie van alternatief 2 kleiner dan dat van alternatief 1. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven, dat ongeveer 35% groter is bij de constructie van alternatief 1.

In de tabellen is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal, mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van alternatief 1 en alternatief 2 zijn geheid. Voor de bovengrens is het gemiddeld aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen. Hier is er dus van uitgegaan dat steeds andere zeehonden worden verstoord. Voor het beoordelen van een eventueel effect op de populatie is het aannemelijk dat de eerstgenoemde situatie maatgevend is, aangezien een meerdere malen verstoord dier in zijn normale functioneren meer wordt beïnvloed dan een dier dat eenmalig wordt verstoord.

Tabel 6.5 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 (67 funderingen van 15 MW) voor gewone zeehonden en grijze zeehonden. De voor de kavels weergegeven bandbreedte is gebaseerd op berekeningen voor twee locaties binnen één kavel en de maandelijkse variatie in de dichtheid van zeehonden (gemiddelde waarden tussen haakjes). Er is van uitgegaan dat een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m) wordt toegepast. N.B. Eventuele permanente effecten van het heien op het gehoor (PTS) van zeehonden zijn uit te sluiten (zie § 2.3.1 van het achtergronddocument (bijlage 4 MER))

Alternatief 1 (67 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	224 – 235	251 – 263	240
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	5 – 38 (11 – 13)	3 – 39 (11)	3 – 31 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5 – 8,7	7,3 – 7,6	6,6
Monopaalfundering met geluidsnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			10,5
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 17 (11)	7 – 17 (9 – 11)	8 – 16 (10)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	7,5	6,3 – 7,3	7,0
Monopaalfundering met geluidsnorm $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ (750 m)			11,3

Tabel 6.6 Als Tabel 6.5 voor alternatief 2 (50 funderingen van 20 MW)

Alternatief 2 (50 turbines)	Kavel I	Kavel II	Locatie KEC 4.0
Oppervlak verstoord gebied (km ²)			
Monopaalfundering	194 – 209	205 – 234	217

Tripodfundering	177 – 193	186 – 217	203
Jacketfundering	177 – 193	192 – 217	202
Gewone zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	4 – 34 (10 – 11)	2 – 32 (9 – 10)	3 – 28 (9)
Tripodfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Jacketfundering	3 – 32 (9 – 11)	2 – 29 (8 – 9)	3 – 26 (8)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,7	4,5 – 4,8	4,4
Tripodfundering	4,6 – 5,3	4,0 – 4,4	4,1
Jacketfundering	4,5 – 5,3	4,2 – 4,4	4,0
Grijze zeehonden			
Verstoorde dieren per heidag (n)			
Monopaalfundering	8 – 15 (10)	5 – 16 (8 – 10)	7 – 14 (9)
Tripodfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Jacketfundering	7 – 14 (9)	5 – 15 (7 – 9)	7 – 13 (9)
Dierverstoringsdagen (100-tallen)			
Monopaalfundering	4,9 – 5,0	3,8 – 4,9	4,7
Tripodfundering	4,4 – 4,6	3,5 – 4,6	4,4
Jacketfundering	4,4 – 4,6	3,6 – 4,6	4,3

Uit de resultaten blijkt dat effecten van het heien met een geluidsnorm van 160 dB re 1 μ Pa2s⁷ (750 m) voor de aanleg van een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de Nederlandse populatie van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten.

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van SEL_{ss} = 164 dB re 1 μ Pa²s op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidsnorm van SEL_{ss} = 168 dB re 1 μ Pa²s op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm⁸ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

⁷ In het KEC 4.0 is in eerste instantie gerekend met een geluidsnorm van 168 dB re 1 μ Pa2s (750 m). Omdat daaruit bleek dat effecten op bruinvissen niet konden worden uitgesloten, is vervolgens ook gerekend met een norm van 160 dB re 1 μ Pa2s.

⁸ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

6.2.3 Effecten tijdens gebruiksfase

Draaiende windturbines

Op grond van de resultaten van veldstudies rond operationele windparken is duidelijk geworden dat het met draaiende windturbines gepaard gaande onderwatergeluid geen waarneembare invloed heeft op de aanwezigheid van mariene organismen, waaronder vissen en zeezoogdieren (zie o.a. Scheidat e.a., 2012; Brasseur e.a., 2012; Van Hal e.a., 2012; Teilmann e.a., 2006)⁹.

Onderwatergeluid als gevolg van vaartuigen

In de bedrijfsfase zal het windpark regelmatig (circa 1-2 per jaar) worden bezocht door werkschepen die worden ingezet voor onderhoud- en reparatiewerkzaamheden. Deze schepen produceren onderwatergeluid dat door zeezoogdieren en vissen zal worden gehoord. Het is niet uit te sluiten dat zij tot op enkele honderden meters worden gemedend (met name door zeezoogdieren).

Effect van velden

Er zijn geen aanwijzingen dat zeehonden magnetische velden waarnemen (Tricas & Gill, 2011). Walvissen en dolfijnen, waar de bruinvissen toe behoren, gebruiken magnetisme om zich te oriënteren en te navigeren. Voor alle soorten walvissen en dolfijnen wordt verondersteld dat zij veranderingen in het magnetische veld vanaf 0.05 μ T waarnemen (Kirschvink 1990). Veranderingen in het magnetische veld kunnen tot oriëntatie problemen leiden, waardoor migratie verstoord kan worden (Tricas & Gill, 2011).

Er is in 2015 een overzicht gemaakt voor de Europese Commissie (Thomson, 2015), dat duidelijk aangeeft dat er over het effect en de drempelwaarden van elektromagnetische velden alleen kennisleemtes bestaan. Voor het windpark is alleen de parkbekabeling relevant, waarvoor een kabel met een maximale spanning van 66kV wordt gebruikt. Verondersteld kan worden dat het effect gering zal zijn, daar in het geval van een 22kV kabel sprake is van een maximale waarnemingsafstand van ca. 15 meter (Passende Beoordeling transmissiesysteem op zee, Borssele, 2015). Het effect is niet significant voor de bruinvis, omdat het slechts om de waarneembaarheid van de parkbekabeling gaat en het gebied van waarneembaarheid relatief gezien erg beperkt is in relatie tot de gehele Noordzee waar de bruinvis zich bevindt, namelijk alleen binnen de grenzen van de kavels en meer specifiek om de kabels tussen de windturbines en het transformatorstation heen.

De effecten van de exportkabel naar het elektriciteitsnet op land worden in een separaat MER beoordeeld.

6.2.4 Verwijderingsfase

Over de eventuele effecten tijdens de verwijderingsfase zijn nog geen gegevens vanuit de praktijk voorhanden. Algemeen wordt aangenomen dat deze fase leidt tot dezelfde typen tijdelijke verstoring als tijdens de constructiefase (scheepvaartverkeer en bodemberoering), met uitzondering van de effecten van heien. Monopalen worden volledig verwijderd, zoals opgenomen in het Waterbesluit¹⁰. Eventueel is het mogelijk om de monopiles te verwijderen door de monopiles onder de zeebodem door te zagen en af te voeren. Deze activiteit zal naar verwachting resulteren in de grootste geluidverstoring tijdens de

⁹ Uit deze studies blijkt dat binnen korte tijd na het beëindigen van de aanlegwerkzaamheden weer zeezoogdieren in het windpark worden waargenomen. Een uitzondering hierop vormt het windpark Nysted waar de bruinvisactiviteit in het windpark 10 jaar na de aanleg nog steeds niet op het niveau van de 'baseline' is (Teilmann & Carstensen, 2012). De achterliggende oorzaken hiervoor zijn niet geheel duidelijk.

¹⁰ Artikel 6.16l

verwijderingsfase (189 dB re 1 μ Pa rms op 1 m) (Kent et al., 2016). Het onderwatergeluid dat daarbij ontstaat zullen daarmee significant lager zijn dan de geluideffecten van het heien tijdens de aanlegfase.

Verschillende offshore windparken zijn aan het einde van hun levensduur en meer en meer van deze parken zullen in de komende twee of drie decennia worden ontmanteld. Er zijn nog geen voorbeelden beschikbaar van de wijze waarop ontmanteling van windparken op zee zal plaatsvinden en dus ook niet of en zo ja, hoeveel onderwatergeluid daarbij zal worden geproduceerd. Om de monopiles op een duurzame en kosteneffectieve manier te verwijderen, worden nieuwe technieken ontwikkeld. Hydraulische extractie van monopiles is een van de nieuwe methoden voor het verwijderen van de volledige monopile. Hierbij kan al het staal worden teruggewonnen en gerecycled. Deze techniek verkeert echter nog in de onderzoeksfase.

Naar verwachting komt tijdelijk een slibpluim en opgewerveld zand vrij dat een tijdelijk negatief effect kan hebben op de foerageermogelijkheden voor zeezoogdieren in de directe omgeving van de werkzaamheden. Afgezet tegen de omvang van het totale leefgebied van zeezoogdieren en gezien het tijdelijke karakter is dit een verwaarloosbaar klein effect.

6.3 Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied

6.3.1 Vogels

In deze paragraaf wordt voor een selectie van Natura 2000-gebieden (zie §5.1) weergegeven welke soorten daar zijn aangewezen en hoe de verwachte slachtoffers als gevolg van een windpark in kavel I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn te relateren aan de verschillende instandhoudingsdoelen in deze gebieden.

Duinen en Lage Land Texel

De kleine mantelmeeuw is de enige broedvogelsoort waarvoor het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel aangewezen is en waarvan slachtoffers in IJmuiden Ver verwacht worden. Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd paragraaf 6.1.2 wordt van deze broedvogels in zowel kavel I als II minder dan 1 individu gedood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen en habitatverlies van kavel I en II van IJmuiden Ver. Significante effecten ten gevolge van kavel I en/of II op de aangewezen populatie broedende kleine mantelmeeuwen in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Duinen Vlieland

De kleine mantelmeeuw is de enige broedvogelsoort waarvoor het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland aangewezen is en waarvan slachtoffers in IJmuiden Ver verwacht worden. Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER wordt van deze broedvogels in zowel kavel I als II minder dan 1 individu gedood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen en habitatverlies van kavel I en II van IJmuiden Ver. Significante effecten op de aangewezen populatie broedende kleine mantelmeeuwen in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2). Daarnaast worden voor geen van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Duinen Vlieland is aangewezen grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De aantallen slachtoffers zijn in alle gevallen dusdanig laag dat de kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet in het geding komen. De aantallen slachtoffers overschrijden, zowel van een windpark in kavel I en kavel II, als in cumulatie de ALI drempelwaarde niet

en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland uit te sluiten (zie Tabel 6.2 en paragraaf 6.1.1).

Noordzeekustzone

Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De aantallen slachtoffers zijn in alle gevallen dusdanig laag dat de kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet in het geding komen. Voor de topper en de dwergmeeuw is geen kwantitatieve doelstelling voor de Noordzeekustzone geformuleerd, terwijl onder deze soorten mogelijk wel slachtoffers vallen. Hierdoor is het voor deze soorten niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding de aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR voor de topper en de ALI drempelwaarde voor de dwergmeeuw. De aantallen slachtoffers overschrijden, zowel van een windpark in kavel I en II, als in cumulatie de PBR van de topper niet (Rijkswaterstaat 2015), en de ALI drempelwaarde voor de dwergmeeuw niet (MER achtergrondrapportage) en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone uit te sluiten (zie Tabel 6.2 en paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Voordelta

Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Voordelta is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De aantallen slachtoffers zijn in alle gevallen dusdanig laag dat de kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet in het geding komen. Voor de dwergmeeuw is geen kwantitatieve doelstelling voor de Noordzeekustzone geformuleerd, terwijl onder deze soort mogelijk wel slachtoffers vallen. Hierdoor is het voor deze soort niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding de aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de ALI drempelwaarde voor de dwergmeeuw. De aantallen slachtoffers overschrijden, zowel van een windpark in kavel I en II, als in cumulatie de ALI drempelwaarde voor de dwergmeeuw niet (MER achtergrondrapportage) en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Voordelta uit te sluiten (zie Tabel 6.1 en paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Waddenzee

Onder de aangewezen soorten broedvogels in het Natura 2000-gebied Waddenzee worden in de broedtijd enkel onder de kleine mantelmeeuw slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De berekende slachtofferaantallen voor zowel kavel I als II in IJmuiden Ver betekenen maximaal 0,004% van de natuurlijke mortaliteit van de meest recent beschikbare aantallen broedvogels uit de diverse kolonies in de Waddenzee, dus ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebied Waddenzee zijn daarom uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Voor geen van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Waddenzee is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. De aantallen slachtoffers zijn in alle gevallen dusdanig laag dat de kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet in het geding komen. Voor de (toendra)rietgans is geen kwantitatieve doelstelling voor de Noordzeekustzone geformuleerd, terwijl onder deze soort mogelijk wel slachtoffers

vallen. Hierdoor is het voor deze soort niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding de aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR. De aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II overschrijden de PBR niet (Rijkswaterstaat 2015) en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Waddenzee uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Friese Front

Het Friese Front is aangewezen voor zeekoeten. Uit Tabel 6.2 blijkt dat de sterfte zeekoeten in zowel kavel I als II van windenergiegebied IJmuiden Ver bestaat uit 15 individuen. Dit zijn allemaal slachtoffers als gevolg van habitatverlies, want zeekoeten zijn niet gevoelig voor aanvaringen omdat ze bijna uitsluitend laag boven het wateroppervlakte vliegen. Windenergiegebied IJmuiden Ver overlapt niet met het Natura 2000-gebied en er is dus ook geen sprake van direct habitatverlies. De verstoringseffecten van windturbines kunnen verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke et al. 2016), maar in het geval van de zeekoet wordt een verstoringafstand van 2 km geadviseerd (Petersen et al. 2006; Vanermen et al. 2015). Omdat windenergiegebied IJmuiden Ver ruim 50 km ligt van het Natura 2000-gebied Friese Front, zijn significante effecten als gevolg van habitatverlies door kavel I en/of II op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied daarmee uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.1).

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen als Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de soorten jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, alk en zeekoet, allen als niet-broedvogels. Voor deze soorten zijn geen kwantitatieve populatiedoelstellingen geformuleerd in het aanwijsbesluit, wel een kwalitatieve behouddoelstelling (behoud omvang en kwaliteit leefgebied).

Vanwege hun lage vlieghoogte, worden bij alken en zeekoeten uitsluitend slachtoffers als gevolg van habitatverlies verwacht en geen aanvaringslachtoffers. De kortste afstand tot het Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt voor kavel I en kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver 2 km. Omdat in het geval van de zeekoet een verstoringafstand van 2 km geadviseerd wordt (Petersen et al. 2006; Vanermen et al. 2015), is de afstand tussen het Natura 2000-gebied en het windpark voldoende groot om directe verstoring van vogels door het windpark op voorhand uit te sluiten. Omdat alken en zeekoeten, in tegenstelling tot soorten met aanvaringslachtoffers, door verstoring van een windenergiegebied geen directe sterfte ondervinden, veroorzaakt externe werking door habitatverlies ook geen directe slachtoffers. Met andere woorden, alken en zeekoeten die vanuit het Natura 2000-gebied Bruine Bank eventueel in het windenergiegebied terecht zouden komen, lopen geen direct risico om gedood te worden. Het is ook belangrijk om in acht te nemen dat het aantal voorspelde slachtoffers onder alken en zeekoeten als gevolg van habitatverlies op zware worst-case scenario's berusten. In het Verenigd Koninkrijk adviseert de Joint Nature Conservation Committee (JNCC) om 30-70% vermijding te gebruiken voor alkachtigen (JNCC, 2022). Volgens een recente studie over de verspreiding van zeekoeten gemeten met gps-zenders is het aantal vogels 63% minder in windparken dan daarbuiten als de turbines niet operationeel zijn en 75% minder als de wieken draaien (Peschko et al. 2020). Onze aannames dat 80% van de individuen verstoord raakt is dus conservatief. Bovendien lijken zeekoeten en alken ook te wennen aan offshore windparken, waardoor na verloop van tijd minder individuen een windpark gaan vermijden dan in de beginfase (Leopold & Verdaat 2018, Vanermen et al. 2021). Een potentieel effect middels externe werking kan wel optreden als de verstoorde vogels in windenergiegebied IJmuiden Ver zich naar de Bruine Bank verplaatsen en met de daar aanwezige vogels gaan concurreren voor voedsel. Wat het effect van een dergelijke concurrentie op de overleving heeft, is niet exact bekend. De aantallen waargenomen alken en zeekoeten in de Bruine

Bank suggereren echter dat het gebied in potentie vele individuen kan herbergen. De aanwijzing van de Bruine Bank als Natura 2000-gebied is gebaseerd op 15.621 individuen als drempelwaarde van de 1% biogeografische populatie voor de zeekoet en 3.240 individuen voor de alk, maar de tellingen uit het aanwijsbesluit laten zien dat in het gebied zelfs ca. twee keer zoveel individuen kunnen voorkomen (namelijk 31.765 zeekoeten in 2016-2017 en 6.334 alken in 2015-2016 op basis van Fijn & de Jong 2019). Verder melden Fijn et al. (2022) dat de aantallen alken en zeekoeten sinds 1991 significant toenemen op de Nederlandse Noordzee, wat ook aangeeft dat het goed gaat met deze soorten en de landelijke doelstellingen (die het kader vormen voor de instandhoudingsdoelstellingen op gebiedsniveau) staan volgens de laatst beschikbare tellingen niet onder druk. Bovendien is het ook zo dat het verbod op visserij binnen het windenergiegebied ook een positief effect kan hebben op de lokale visgemeenschappen (de Backer et al. 2021). Vanwege de korte afstand tussen kavel I en II van IJmuiden Ver en de Bruine Bank kan dit verbod op de visserij eventueel ook de visgemeenschappen in het Natura 2000-gebied een positieve impuls geven, waardoor ook voor vogels de voedselsituatie verbetert. Op basis van bovenstaande argumenten is een effect van kavel I en kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de zeekoeten en alken in het Natura 2000-gebied de Bruine Bank uitgesloten.

Van de overige soorten waarvoor de Bruine Bank aangewezen is, zijn voor de grote jager geen slachtoffers verwacht in kavel I en kavel II van IJmuiden Ver, en kunnen effecten van het windenergiegebied op het Natura 2000-gebied op voorhand uitgesloten worden.

Onder de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw worden wel slachtoffers voorspeld, voornamelijk als gevolg van aanvaringen, maar ook door habitatverlies. Om te bepalen of het windenergiegebied significant negatieve effecten kan hebben op het Natura 2000-gebied, is belangrijk om te weten welk aandeel van de voorspelde slachtoffers afkomstig is van het beschermd natuurgebied. Voor de beoordeling van de effecten op de aangewezen niet-broedvogels van de Bruine Bank wordt aangenomen dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee en daarom geen binding hebben met specifieke gebieden op zee. Met andere woorden, is de worst-case aanname gemaakt dat alle zeevogelindividuen van de zuidelijke Noordzee in potentie gebruik kunnen maken van Natura 2000-gebieden, wat ook betekent dat individuen ook in elk windpark in de zuidelijke Noordzee slachtoffer kunnen worden van aanvaringen. Dit houdt ook in dat individuen op de (centrale en zuidelijke) Noordzee als één populatie kunnen worden gezien en de effecten die op populatieniveau optreden verhoudingsgewijs doorgerekend kunnen worden naar effecten op de populaties van de Bruine Bank. Voor de grote mantelmeeuw en de dwergmeeuw zijn beoordelingen op populatieniveau uitgevoerd in het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) en voor jan-van-gent in bijlage 5 van het MER. Op basis van de uitkomsten van deze studies worden geen negatieve effecten op populatieniveau verwacht voor de betreffende soorten. Verder geldt voor de jan-van-gent, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw dat ze in het aanwijsbesluit van het Natura 2000-gebied als niet-kwalificerende, maar wel in behoorlijke aantallen voorkomende trekvogelsoorten opgenomen zijn. Hiervoor moeten de aanwezige vogelaantallen tenminste 0,1% van de biogeografische populatie bedragen. Volgens het aanwijsbesluit laten de waargenomen aantallen individuen van alle drie vogelsoorten zien dat dit criterium ruimschoots wordt behaald: in het geval van de jan-van-gent en dwergmeeuw komen volgens het aanwijsbesluit gemiddeld meer dan twee keer zo veel vogels voor dan 0,1% van de biogeografische populatie (respectievelijk 976 en 280 individuen ten opzichte van 418 en 110 individuen als criterium) en van de grote mantelmeeuwen 1,5 keer zoveel (630 individuen ten opzichte van 420 individuen als criterium). Ook als we naar de laatste twee beschikbare teljaren kijken en die in het gemiddelde meenemen, blijkt dat de aantallen individuen van alle drie soorten veel hoger kunnen liggen dan het aanwijscriterium (zie tabel 6.6). De aanwezige aantallen vogels liggen met andere woorden zo ver boven het aanwijscriterium dat we

ervan uit kunnen gaan dat het aantal vogelslachtoffers als gevolg van offshore windparkontwikkelingen de doelstellingen van Natura 2000-gebied Bruine Bank niet in gevaar zal brengen. Bovendien gelden de argumenten beschreven voor de alk en zeekoet over een potentieel verbeterde voedselsituatie ook voor deze soorten. In lijn met de bovenbeschreven argumenten kunnen significant negatieve effecten in kavel I en/of kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de grote mantelmeeuw, dwergmeeuw en jan-van-gent in het Natura 2000-gebied Bruine Bank uitgesloten worden.

Tabel 6.6 Aanwijscriterium (0,1% van de biogeografische populatie) en getelde aantallen van drie vogelsoorten in Natura 2000-gebied de Bruine Bank. Bron: Aanwjsbesluit Bruine Bank, Fijn et al. 2020, 2022.

Soort	0,1% biogeografische populatie	2014-2015	2015-2016	2016-2017	2019-2020	2020-2021	Gemiddelde
jan-van-gent	418	909	900	1.111	500	2.400	1.164
dwergmeeuw	110	266	1.333	441	0	242	456
grote mantelmeeuw	420	350	350	1.191	1.077	1.972	988

Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in paragraaf 6.1.2 onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer zijn daarom uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Seevogelschutzgebiet Helgoland

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland zijn daarom uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op broedvogels uit Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete zijn daarom uit te sluiten (zie paragraaf 6.1.2).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

SPA Östliche Deutsche Bucht

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht zijn daarom uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1, 6.1.2 en 6.1.3).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Sydlig Nordsø

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is in de broedtijd slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de broedpopulaties uit Natura 2000-gebied Sydlig Nordsø zijn daarom uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1, 6.1.2 en 6.1.3).

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Sydlig Nordsø is aangewezen, kunnen op basis van het voorspelde aantal slachtoffers significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver uitgesloten worden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5

van het MER). Voor alle soorten geldt dat de aantallen slachtoffers ten gevolge van een windpark in kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver de ALI norm niet overschrijden (cf. Gyimesi et al. 2021 en voor jan-van-gent bijlage 5 van het MER) en daarom de kans op significant negatieve effecten op deze soorten uit het Natura 2000-gebied Sydlige Nordsø is uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Greater Wash

Van de soorten niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebied Greater Wash is aangewezen, zijn enkel voor de dwergmeeuw slachtoffers in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver voorspeld. Het aantal slachtoffers overschrijdt de ALI norm echter niet (cf. Gyimesi et al. 2021) en daarom is de kans op significant negatieve effecten ten gevolge van kavel I en/of II op deze soort uit het Natura 2000-gebied Greater Wash uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1 en 6.1.3).

Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex

Volgens de slachtofferberekeningen gepresenteerd in het MER worden onder geen van de soorten niet-broedvogels waarvoor het Natura 2000-gebied aangewezen is slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen en habitatverlies in kavel I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver. Significant negatieve effecten van kavel I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op vogels uit Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex zijn daarom uit te sluiten (zie Tabel 6.2, paragraaf 6.1.1, 6.1.2 en 6.1.3).

Habitatrichtlijngebieden

Op de Europese standaardgegevensformulieren van de Duitse Natura 2000 Habitatrichtlijngebieden Borkum-Riffgrund, Sylter Außenriff en Doggerbank zijn verschillende soorten niet-broedvogels vermeld. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt meer dan 150 km van al deze gebieden. Daarom is verslechtering van de habitat in deze Natura 2000-gebieden als gevolg van de ontwikkeling van IJmuiden Ver uitgesloten. In lijn hiermee zal windenergiegebied IJmuiden Ver ook geen effect hebben op de plaatselijke habitatkwaliteit voor niet-broedvogels in de Natura 2000-gebieden Borkum-Riffgrund, Sylter Außenriff en Doggerbank. Daarmee kunnen negatieve effecten op niet-broedvogels ten gevolge van kavel I en/of II in deze gebieden met zekerheid worden uitgesloten.

6.3.2 Zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in het windenergiegebied IJmuiden Ver zijn alleen tijdens de aanlegfase van die omvang dat effecten op instandhoudingsdoelen voor zeezoogdieren in Natura 2000-gebieden niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Het gaat om de effecten van de toename van onderwater geluidsniveaus als gevolg van het heien van de funderingen via zogenaamde externe werking. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:

- Directe externe werking: het geluid beïnvloedt de kwaliteit van het leefgebied van de dieren waarvoor in het N2000-gebied instandhoudingsdoelstellingen gelden en
- Indirecte externe werking: de invloed van het geluid op dieren buiten het betreffende N2000-gebied moet deels worden toegerekend aan dit N2000-gebied (bijvoorbeeld als de foerageerfunctie buiten het N2000-gebied zodanig negatief zou worden beïnvloed dat dit niet verenigbaar is met de gestelde doelen voor het N2000-gebied).

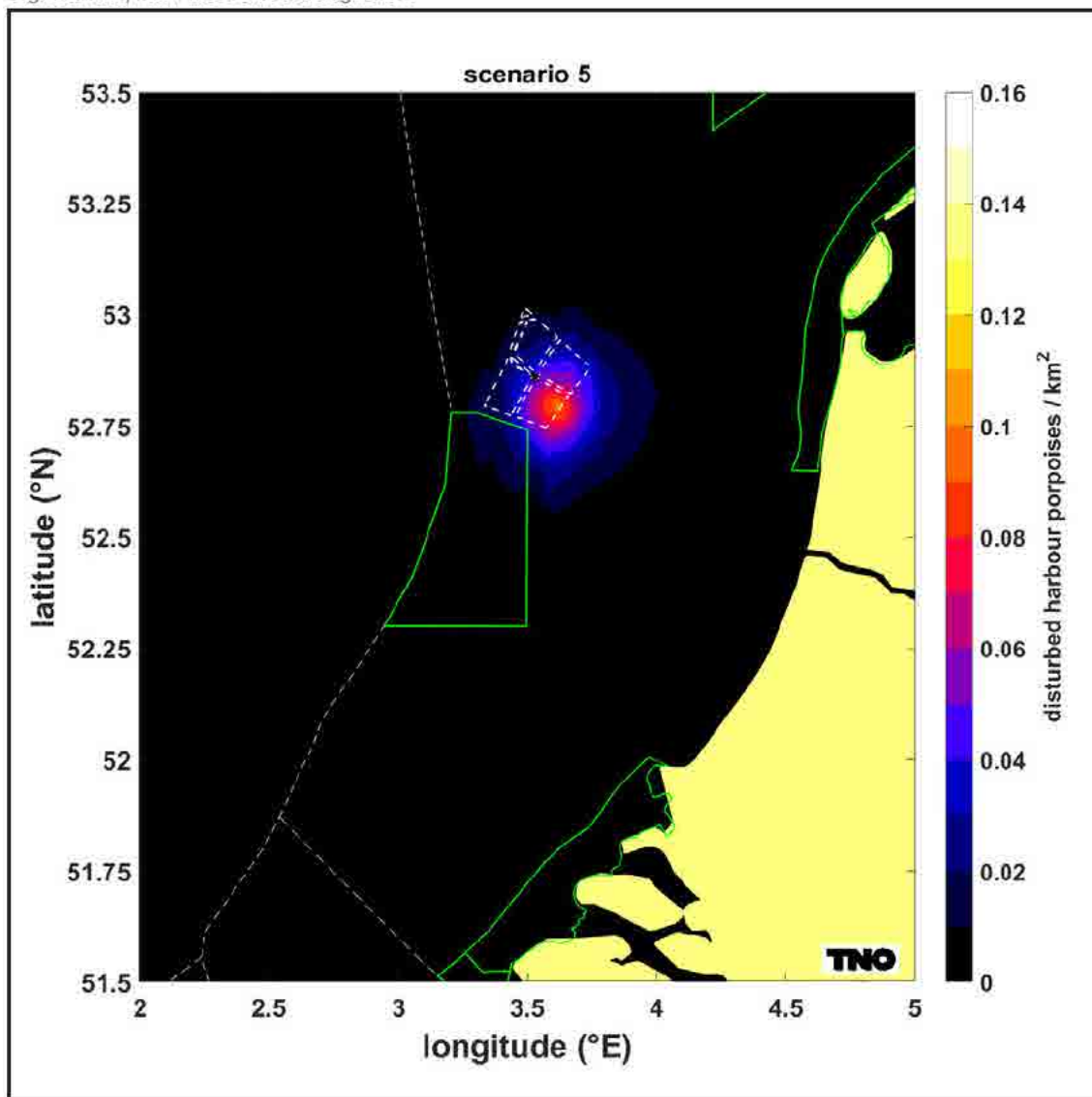
Indirecte effecten op zeezoogdieren als gevolg van effecten op de populatieomvang van vissen (als stapelvoedsel voor zeezoogdieren) kunnen wel op voorhand worden uitgesloten.

Deze paragraaf bevat de toetsing van de, in de eerdere hoofdstukken beschreven en nader geanalyseerde effecten van onderwatergeluid op bruinvissen en zeehonden aan de instandhoudingsdoelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden.

Bruinvissen

Een negatieve invloed van de constructie van windturbines in de kavels I en/of II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten. De verstoringscontouren overlappen namelijk niet met de Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen of zeehonden in Nederland of het buitenland. Zie Figuur 6.8, waarin de verstoringscontour op basis van $SEL_{ss}(750m) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ is weergegeven. Het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking). Gezien de grote afstand tot Natura 2000-gebieden die zijn aanwezen voor bruinvissen of zeehonden kan dezelfde conclusie getrokken worden bij het toepassen van de geluidsnorm $SEL_{ss}(750m) = 164 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Figuur 6.8 Verstoringcontour voor bruinvissen door heien voor de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver op de dichtst bij de Nederlandse kust gelegen rekenlocatie (in kavel I) in relatie tot Natura 2000-gebieden. N.B. het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank is aangewezen als Vogelrichtlijngebied voor een zestal vogelsoorten, maar niet voor zeezoogdieren.



Uit de in paragraaf 6.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat het aantal bruinvisverstoringdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen ligt het aantal bruinvisverstoringdagen in dezelfde orde van grootte (alternatief 1) of lager (alternatief 2). Hierbij is er net als in het KEC 4.0 van uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{SS} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Onder deze voorwaarde is voor het KEC 4.0 berekend dat significante gevolgen van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

In het geval dat wordt uitgegaan van een hogere geluidsnorm van $SEL_{ss} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$, ligt het aantal berekende bruinvisverstoringsdagen van alternatief 2 (50 turbines) in dezelfde orde van grootte als het aantal dat voor het KEC 4.0 is berekend, maar ruim 50% hoger voor alternatief 1 (67 turbines). Op de betekenis hiervan voor eventuele gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking wordt ingegaan in Hoofdstuk 8 (cumulatieve effecten). De reden dat dit in het hoofdstuk cumulatie wordt behandeld is omdat effecten die in cumulatie zijn bepaald en deze voldoen aan de IHD's, dit ook direct geldt voor de effecten van alleen kavel I en II in windenergiegebied IJmuiden Ver.

Grensoverschrijdende effecten

Een direct effect van de constructie van windturbines in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in buitenlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten, omdat de verstoringscontouren niet overlappen met buitenlandse Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in buitenlandse Natura 2000-gebieden als gevolg van indirecte effecten, door tijdelijke afname van de totale omvang van het leef- en foerageergebied als gevolg van het hei-geluid, zijn ook uitgesloten, omdat berekeningen in dierverstoringsdagen (in cumulatie, zie hoofdstuk 8) laten zien dat er geen significant negatieve effecten zijn te verwachten voor de populatie bruinvissen. Er is dus ook geen sprake van significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden in het buitenland.

Gewone en grijze zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Het maximaal verstoord en het dichtst bij de kust gelegen oppervlak is met 224 km^2 voor beide zeehondensoorten aanmerkelijk kleiner dan dat van bruinvissen (566 km^2). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking.

Uit de in paragraaf 6.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat voor de onderzochte scenario's is uit te sluiten dat voor gewone en grijze zeehonden het aantal dierverstoringsdagen door de constructie van turbinefunderingen in de kavels I en II boven het aantal uitkomt dat voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in het KEC 4.0 is berekend. In alle gevallen is het aantal dierverstoringsdagen lager. Hierbij is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $SEL_{ss} = 160$ dB re $1 \mu Pa^2s$. Voor het KEC 4.0 is, uitgaande van een hogere geluidsnorm van $SEL_{ss} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$, berekend dat significante gevolgen van de aanleg van windparken in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelde aanleg van 10 – 16 GW) voor de gewone en grijze zeehonden op het NCP zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten. Het toepassen van een geluidsnorm van $SEL_{ss} = 164$ dB re $1 \mu Pa^2s$ zal tot dezelfde conclusies leiden.

Grensoverschrijdende effecten

Een direct effect van de constructie van windturbines in de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver op de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor gewone en grijze zeehonden in buitenlandse Natura 2000-gebieden is uit te sluiten, omdat de verstoringscontouren niet overlappen met buitenlandse Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor gewone of grijze zeehonden. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de gewone of grijze zeehond in buitenlandse Natura 2000-gebieden

als gevolg van indirecte effecten, door tijdelijke afname van de totale omvang van het leef- en foerageergebied als gevolg van het hei-geluid, zijn ook uitgesloten, omdat berekeningen in dierverstoringsdagen (in cumulatie, zie hoofdstuk 8) laten zien dat er geen significant negatieve effecten zijn te verwachten voor de populatie.

Er is dus ook geen sprake van effecten op Natura 2000-gebieden in het buitenland.

7 Stikstofdepositie

Bij de aanleg, de exploitatie en de verwijdering van een windpark op zee treden (tijdelijk) emissies van stikstofoxiden op. Schepen en installatiewerktuigen die worden ingezet maken gebruik van verbrandingsmotoren die stikstofoxiden uitstoten. De neerslag (depositie) van stikstof kan de kwaliteit van plantengemeenschappen op land negatief beïnvloeden. Deze zijn beschermd binnen Natura 2000-gebieden met instandhoudingsdoelstellingen. Daarom wordt in deze Passende Beoordeling ook ingegaan op dit effect van stikstofdepositie als gevolg van de aanleg, exploitatie en verwijdering van een windpark.

De AERIUS-calculator¹¹ kan de verspreiding van stikstofemissies door de lucht simuleren, en daarmee berekenen welke deposities hierdoor verwacht worden ter plaatse van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden. Een belangrijke wijziging in de huidige versie van AERIUS-calculator¹² is dat er geen stikstofdepositie meer wordt berekend op afstanden groter dan 25 km vanaf de emissiebron. Dit is gedaan op basis van een kabinetsbesluit omdat effecten op grotere afstanden conform wetenschappelijke rapportages met de huidige rekeninzichten niet tot individuele projecten zijn toe te wijzen.¹³ Er worden sindsdien enkel depositieresultaten berekend wanneer er Natura 2000-gebieden binnen een zone van 25 km rondom de emissiebronnen liggen. Als dat niet het geval is wordt er geen enkel depositieresultaat weergegeven, ongeacht de omvang van de stikstofemissies. Binnen de huidige versie van de AERIUS-calculator is het technisch gezien niet mogelijk om deposities op meer dan 25 kilometer te bepalen.

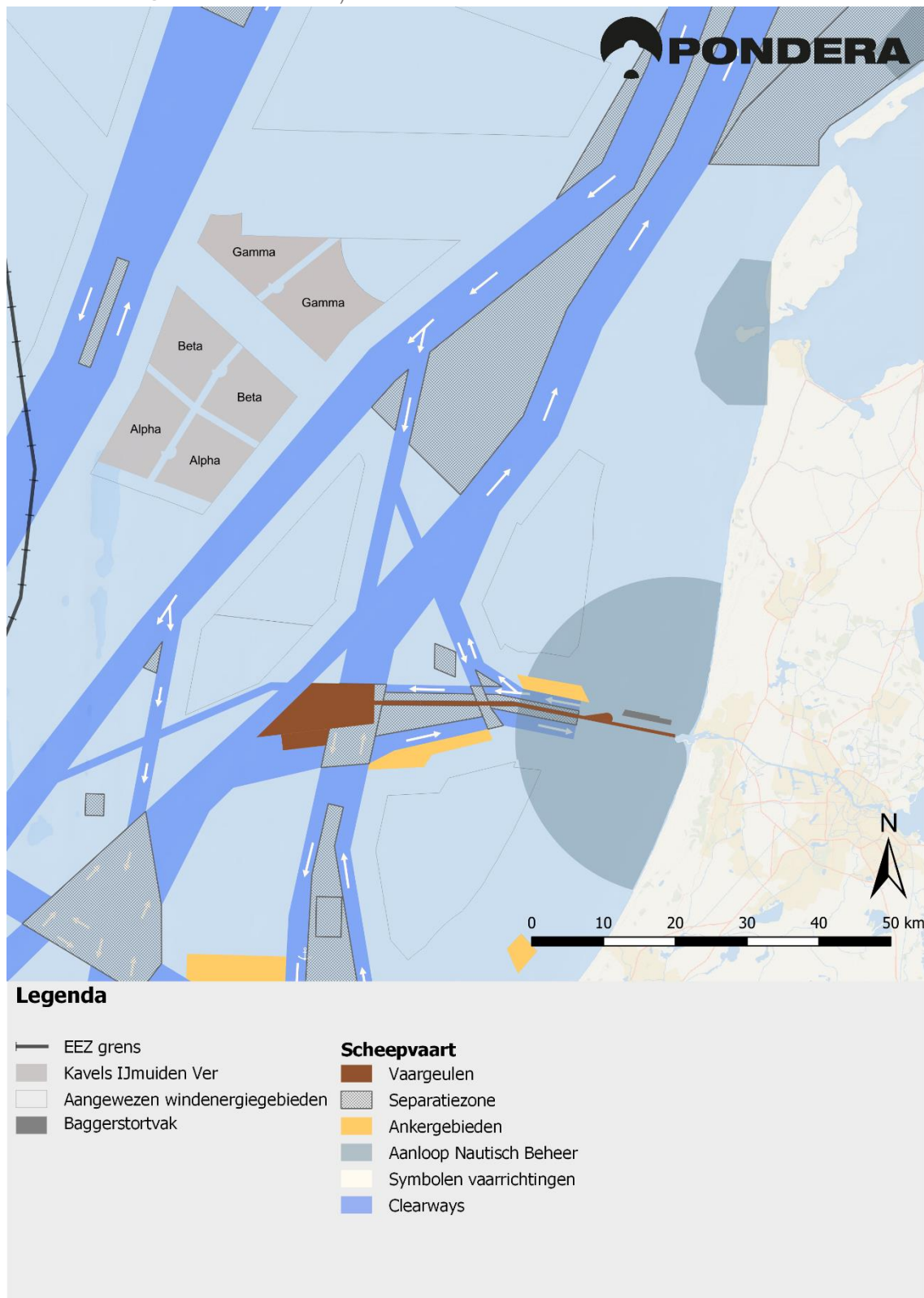
Het betekent voor de berekeningen in deze PB dat enkel het eerste deel van de transportroute vertrekkend vanuit de haven(s) zou kunnen bijdragen aan de depositieresultaten, omdat alleen dit deel binnen 25 kilometer van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden is gelegen. Echter, dit deel van de transportroute hoeft in het kader van onderhavige PB niet meegenomen te worden in de berekening omdat de schepen hier onderdeel uitmaken van het heersende verkeersbeeld dat past bij de (reeds vergunde) haven (zie Figuur 7.1). In de berekeningen is als uitgangspunt aangenomen dat de transporten vanuit de haven het heersende verkeersbeeld verlaten op een afstand van circa 15 km vanaf de kavelgrens, dus het laatste deel van de transportroute. Dit is gedaan omdat de transporten naar verwachting een groot deel van de route wegvallen in het heersende verkeersbeeld, met uitzondering dus van het laatste deel naar (en van) de kavel toe (af). Omdat hiermee alle emissiebronnen buiten de 25 km zone rondom Natura 2000-gebieden vallen, zal de AERIUS-calculator geen depositieresultaten berekenen en is een toename in stikstofdepositie op voorhand uit te sluiten. De werkzaamheden in de dichtstbijzijnde kavel zullen op minimaal circa 70 km afstand van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden plaatsvinden. De transporten van en naar de kavels die vallen buiten het heersende verkeersbeeld vinden plaats op ruim 60 km afstand. Met het ontbreken van depositieresultaten omdat de stikstofbronnen op meer dan 25 kilometer zijn gelegen van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden, kan geconcludeerd worden dat er geen significant negatieve effecten als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht tijdens de aanlegfase, operationele fase alsook de verwijderingsfase.

¹¹ AERIUS-calculator is bedoeld voor vergunningverlening in het kader van de Wet natuurbescherming. Het programma berekent de stikstofdepositie binnen Natura 2000-gebieden. Het geeft informatie over de bestaande achtergronddepositie, de kritische depositiewaarde (KDW) waarboven negatieve effecten niet meer zijn uit te sluiten, en de toename in depositie als gevolg van de ingevoerde emissiebronnen. De depositie wordt weergegeven in de eenheid mol st kstof / ha / jaar (mol/ha/jr).

¹² AERIUS-calculator, versie 2022.

¹³ Zie kamerbrief 9 juli 2021 (kenmerk DGS / 21173346).

Figuur 7.1 Windenergiegebied IJmuiden Ver en verkeersscheidsstelsel scheepvaart ("Alpha" is kavel I en II, "Beta" is kavel III en IV en "Gamma" is kavel V en VI)



8 Cumulatie

8.1 Vogels

8.1.1 Inleiding

In het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold et al. 2014, Van der Wal et al. 2015) dat later geactualiseerd werd naar het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019), met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek et al. 2022b) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. Bij het bepalen van welke bestaande en toekomstige te voorziene windmolenparken tot 2030 meegenomen moeten worden is er in het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) gekeken naar de biogeografische regio's van vogels. Dit is de Zuidelijke Noordzee. Bij deze keuze hebben vooral de karakteristieken van dit gebied en de functies die het heeft voor de relevante soorten een rol gespeeld. Dit gebied is een relatief ondiep (overwegend minder dan 200 m diep), warm en beschut gelegen deel van de NO Atlantische regio (Rijkswaterstaat, 2019).

De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 80 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

8.1.2 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 8.1 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers binnen de doorrekening voor Kavel I en II zich verhoudt tot de schattingen voor Kavels I t/m IV binnen KEC 4.0.

Tabel 8.1 Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden. * Voor jan-van-gent is in de huidige doorrekening gebruik gemaakt van andere dichtheidsgegevens en een ander uitwijkingpercentage dan in KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER), waardoor de verhouding met KEC 4.0 niet relevant is.

Soort	huidige doorrekening kavel I + II						KEC 4.0 doorrekening IJmuiden Ver kavel I t/m IV			verhouding huidige doorrekening versus KEC 4.0	
	Alternatief 1			Alternatief 2			aanvaringen	habitatverlies	totaal	alternatief 1	alternatief 2
	aanvaringen	habitatverlies	totaal	aanvaringen	habitatverlies	totaal					
jan-van-gent	14	1	15	10	1	12	219	6	225	*	*
kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

De cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. De toetsing van de cumulatieve scenario's ten opzichte van de referentiesituatie zijn uitgevoerd met behulp van soortspecifieke drempelwaarden: Acceptable Levels of Impact (ALIs) (Potiek te al. 2022a). Deze soortspecifieke ALIs zijn in de vorm van: De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y. Zie bijlage 4 van het MER voor een nadere beschrijving en bijlage 11 van het MER over de aangescherpte ALIs.

Binnen KEC 4.0 zijn de geschatte effecten op populatieniveau getoetst met behulp van de ALI-drempelwaarde (Potiek et al. 2022a, b). Hierbij werd de drempelwaarde overschreden voor zowel het nationale scenario tot 2030 als het internationale scenario voor **jan-van-gent** en **zilvermeeuw**.

Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidig geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen. Vervolgens zijn er populatiemodellen gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en voor soorten waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten: **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw**, **noordse stormvogel**, **jan-van-gent** en **zilvermeeuw**. Bovendien blijkt uit de Soortenbijlage van het MER dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidig geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen. Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0

standhouden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden.

Conclusies cumulatieve impact lokaal verblijvende niet-broedvogels

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor zilvermeeuw en jan-van-gent wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Voor de zilvermeeuw kan dit deels komen door het lagere aantal slachtoffers dat wordt voorspeld voor kavel I en II ten opzichte van de berekeningen in het KEC 4.0 voor IJmuiden Ver, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's. Daarnaast zijn bij de berekeningen voor jan-van-gent in het kader van het MER voor IJmuiden Ver kavel II aanvullende dichtheidskaarten en een ander uitwijkpercentage gehanteerd dan in de berekeningen voor het KEC 4.0 (zie bijlage 5 van het MER).

Aanvullend hierop zijn soorten getoetst waarvan de ALI-normen zijn aangescherpt (zie bijlage 11 van het MER). Conclusie daaruit is dat ook op basis van deze nieuwe ALI-normen significant negatieve effecten in cumulatie uitgesloten kunnen worden, met uitzondering voor alk en zeekoet in het internationale scenario (alle windparken in de zuidelijke Noordzee t/m 2027). In het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) kunnen significant negatieve effecten voor alk en zeekoet wel worden uitgesloten. De bijdrage van windparken in kavel I / IV aan het cumulatieve aantal slachtoffers in alle offshore windparken in de Zuidelijke Noordzee (internationale scenario) is echter verwaarloosbaar (0,03% voor zeekoet en 0,06% voor alk). Dit komt doordat de aantallen slachtoffers in Britse en Duitse windparken vele malen hoger liggen omdat deze dichterbij broedkolonies zijn gelegen. In het geval van de zeekoet en de alk worden slachtoffers bijna uitsluitend verwacht als gevolg van habitatverlies. Omdat windparken niet in Natura 2000-gebieden ontwikkeld worden, gaat voor populaties binnen Natura 2000-gebieden ook geen habitat verloren. Bovendien kan bij soorten die risico lopen op aanvaringen een vlucht vanuit een Natura 2000-gebied naar een nabij windpark directe mortaliteit als gevolg hebben. Bij soorten die gevoelig zijn voor habitatverlies (zoals alken en zeekoeten) is dit niet het geval. Individuen uit een Natura 2000-gebied die in de buurt van een windpark komen, kunnen altijd veilig naar het beschermd natuurgebied terugkeren.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden en wordt alleen de nieuwe ALI-norm voor zeekoet en alk in het internationale scenario overschreden, waarbij vermeldt moet worden dat de bijdrage van windparken in IJmuiden Ver I/IV verwaarloosbaar is op basis van zware worst-case aannames. Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel. Op basis hiervan zijn significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie uitgesloten.

8.1.3 Broedende kolonievogels

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). Zodoende kan het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies berekend worden voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (zie Tabel 8.2).

Tabel 8.2 Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies. Voor de slachtofferaantallen van IJmuiden Ver Kavel I+II en de berekening van additionele sterfte, zie paragraaf 6.1.2. De slachtofferaantallen van de overige windparken zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.

	Duinen en L. L. Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub - THREE	1	-	0
EnBW He Dreiht	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Totaal aantal	6	1	3
IJmuiden Ver I - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%
IJmuiden Ver I - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%

Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel betreft voor beide alternatieven 7 slachtoffers. Deze aantallen komen neer op een additionele sterfte van 0,47% van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel II. Daarnaast betreft het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine

mantelmeeuwen uit Duinen Vlieland voor beide alternatieven 1 slachtoffer, wat op een additionele sterfte van **0,14%** van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel II betekent. Tot slot vallen onder kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Waddenzee voor beide alternatieven **3** slachtoffers, wat leidt tot een additionele sterfte van **0,08%** van de natuurlijke sterfte. Dit houdt in dat de effecten in alle gevallen minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de soort bedragen en volgens het ORNIS-criterium is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor dus ook geen aantasting van de staat van instandhouding van de soort. Op basis hiervan concluderen we dat significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee met zekerheid zijn uit te sluiten.

8.1.4 Vogels tijdens seizoenstrek

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden et al. 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR) van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek et al. 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

8.2 Zeezoogdieren

8.2.1 Afbakening

In het onderzoek naar de cumulatieve effecten op zeezoogdieren is uitsluitend gekeken naar de effecten van impulsief geluid dat ten behoeve van en tijdens de constructie van windparken op zee wordt geproduceerd. Het betreft de volgende geluidsbronnen:

- Apparatuur die wordt gebruikt voor geofysisch onderzoek in het plangebied en de kabeltracés voor het windpark (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de fundering van het TenneT-platforms IJmuiden Ver;

- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de turbinefunderingen.

Mogelijke effecten van continu geluid (w.o. scheepsgeluid en geluid van operationele windparken) en de effecten van andere bronnen van impulsief geluid (sonar, ruiming van explosieven en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven. Voor wat betreft de mogelijke effecten van scheepsgeluid en seismische surveys betreft het reeds bestaande activiteiten; er kan van worden uitgegaan dat deze al zijn verdisconteerd in de huidige populatieomvang. En in paragraaf 4.2 is aangegeven dat effecten van geluid door scheepvaart als gevolg van windparken lokaal is en verwaarloosbaar ten opzichte van het leefgebied van zeezoogdieren. Het door draaiende windturbines geproduceerde geluid is weliswaar continu, maar komt alleen op zeer korte afstand van de turbine boven het achtergrondgeluid uit (Tougaard e.a. 2009). Voor de overige bronnen van impulsief geluid geldt dat ze of niet op het NCP voorkomen (sonar) of op zo'n manier worden uitgevoerd dat effecten op zeezoogdieren worden voorkomen (explosieven).

Scenario's

Cumulatieve effecten op zeezoogdieren door de geluidsproductie van alle impulsieve geluidsbronnen die worden gebruikt bij de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn berekend voor de volgende situatie:

- Heien van windturbinefunderingen voor de kavels I tot en met IV, in combinatie met de constructie van twee TenneT-platforms en seismisch vooronderzoek volgens het KEC 4.0 scenario (zie Heinis & de Jong et al., 2022).

De TenneT-platforms hebben een zogenaamde jacketfundering, die elk met 8 palen in de zeebodem worden verankerd. Er wordt in overeenstemming met het KEC 4.0 van uitgegaan dat deze met een heien-energie van 2.000 kJ worden geheid en dat per dag 2 palen worden geheid. Bij de berekeningen is er voor de funderingen van de TenneT-platforms, anders dan voor de funderingen van de windturbines, conform het KEC 3.0 van uitgegaan dat een geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt toegepast.

In het kader van het KEC 4.0 is voor bruinvissen ook een inschatting gemaakt van de mogelijke cumulatieve effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd voor de aanleg van Nederlandse windparken in de periode 2016 – 2030 en rond de geplande tracés voor de zee-kabels. Het betreft losstaande, indicatieve berekeningen met als doel een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van het aantal dierverstoringsdagen door deze activiteit ten opzichte van die van het heien van funderingen voor de windturbines en TenneT platforms. De bijdrage bleek zeer beperkt (circa 3 procent). De resultaten van de berekeningen zijn in het totaal van de populatie-effecten in het KEC 4.0 daarom niet meegenomen. Voor de volledigheid zijn de resultaten van die berekeningen voor het plangebied van IJmuiden Ver hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 3 van het achtergronddocument van HWE (bijlage 6 MER).

Volgens het scenario dat voor het KEC 4.0 is ontwikkeld worden in dezelfde periode dat er voor IJmuiden Ver wordt gebouwd, ook drie windparken door andere landen rond de Noordzee aangelegd. Het betreft het Duitse N-3.6, het Princess Elisabeth Fairybank windpark in België en Norfolk Boreas in het Verenigd Koninkrijk. Van geen van deze windparken zullen de verstoringscontouren tijdens de aanleg overlappen met het NCP (KEC 4.0). Daarmee is uit te sluiten dat in de periode van aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver ook effecten van de aanleg van andere windparken op het aantal, aan het NCP toegerekende bruinvissen optreden.

8.2.2 Cumulatieve effecten op populaties van zeezoogdieren

Bruinvissen

Toepassing geluidsnorm: SELSS (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 8.3 en Tabel 8.4. Ter indicatie zijn de resultaten van indicatieve berekeningen van de effecten van het seismisch onderzoek hierin ook opgenomen. Bij de berekeningen is ervan uitgegaan dat een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie wordt gesteld van $\text{SEL}_{\text{ss}} = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

Tabel 8.3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines 15 MW en een onderwatergeluidsnorm van $\text{SELSS} (750\text{m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	153 ± 11
Totaal funderingen turbines en platforms		164 ± 11

Tabel 8.4 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 200 turbines 20 MW en een onderwatergeluidsnorm van $\text{SELSS} (750\text{m}) = 160 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	105 ± 9
Aanleg Tripod-funderingen	200	99 ± 10
Aanleg Jacket-funderingen	200	98 ± 9
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 115 ± 9

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten als met grote zekerheid (95%) kan worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft (zie KEC 4.0 en het volgende kader). Dit is voorzichtiger dan de 80%-norm die in het kader van het ASCOBANS-verdrag is gesteld. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT-platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor alle alternatieven en in alle gevallen onder het totaal van ca. 169.000 bruinvisverstoringsdagen dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Kader 8.1 Ecologische norm voor bruinvissen in relatie tot ASCOBANS-verdrag (uit Deelrapport C, Samenvatting KEC 3.0, Rijkswaterstaat, 2019)

Ecologische norm voor bruinvissen in relatie tot ASCOBANS-verdrag

Voor het kunnen toetsen van de gevolgen van impulsief onderwatergeluid door de bouw van de windparken voor bruinvissen is met name de vraag relevant of hiermee de staat van instandhouding van de populatie in het geding is. Uit berekeningen van Scheidat et al. (2013) blijkt dat volgens de methode van PBR de acceptabele grens voor het NCP ligt op 272 dieren/jaar voor alle activiteiten. Deze waarde heeft echter betrekking op directe sterfte en houdt geen rekening met het mogelijke indirecte effect van verminderde reproductie. Voor het stellen van acceptabele grenzen aan effecten op zeezoogdieren is van belang dat de staat van instandhouding van bruinvissen op het NCP als matig ongunstig is beoordeeld (Camphuysen & Siemensma, 2011). Op grond van het tussentijdse advies van de commissie MER op het concept MER voor de kavels I en II van het windenergiegebied Borssele is daarom besloten dat de populatie van de bruinvis als gevolg van de aanleg van windparken niet verder mag afnemen dan tot 95% van de huidige populatie. Verder is als eis gesteld dat er een grote mate van zekerheid (95%) moet zijn dat de afname van de populatie door de aanleg van de windparken niet groter is. Op grond van gegevens van Geelhoed et al. (2011, 2014) is geschat dat de populatie op het NCP uit 51.000 dieren bestaat (Scheidat, mond. mededel.). Dit betekent dat de totale populatie meer dan 48.450 dieren moet bedragen.

In het kader van het ASCOBANS-verdrag (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) is als interim doel voor bruinvissen gesteld dat de populatie niet onder 80% van het draagkrachtniveau mag komen. Het is niet bekend wat dit niveau op het NCP is. Het met grote zekerheid (95%) instandhouden van de populatie op minimaal 95% van de huidige omvang, met de aanleg van windparken op zee voor de gehele periode 2016 – 2030, kan als een veilige keuze worden beschouwd.

Toepassing geluidsnorm: SELSS (750m) = 164 dB re 1 μ Pa²s

Er zijn ook berekeningen uitgevoerd waarbij ervan is uitgegaan dat bij het heien van de turbinefunderingen een limiet aan het breedband geluidsniveau op 750 m van de heillocatie wordt gesteld van SEL_{SS} = 164 dB re 1 μ Pa²s. De resultaten van de berekeningen zijn opgenomen in Tabel 8.5 en Tabel 8.6.

Tabel 8.5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 267 turbines van 15 MW), de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen: SEL_{SS} (750 m) = 164 dB re 1 μ Pa²s.

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	267	234 ± 16
Totaal funderingen turbines en platforms		244 ± 11

Tabel 8.6 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 200 turbines van 20 MW), de twee TenneT-platforms en het benodigde seismische vooronderzoek. Geluidsnorm voor heien van turbinefunderingen SELss (750 m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

	Impulsdagen	Dierverstoringsdagen (1000-tallen)
Seismisch vooronderzoek	64	4
Constructie platforms (2)	8	10
Aanleg monopaalfunderingen	200	165 ± 11
Aanleg Tripod-funderingen	200	156 ± 13
Aanleg Jacket-funderingen	200	155 ± 12
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 175 ± 9

Uit de resultaten blijkt dat bij de constructie van funderingen voor windturbines (met de geluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$) en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 het totale aantal bruinvisverstoringsdagen het totaal van ca. 169.000 bruinvisverstoringsdagen wordt overschreden dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend. Bij deze waarde van 169.000 bruinvisverstoringsdagen zoals berekend in het KEC 4.0 konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de bruinvispopulatie worden uitgesloten. Bij de constructie van turbinefunderingen (met de geluidsnorm van SELSS (750m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$) en TenneT platforms volgens alternatief 2 ligt het totaal aantal berekende bruinvisverstoringsdagen in dezelfde orde van grootte als de waarde van het KEC 4.0. Omdat de in het KEC 4.0 berekende waarde van het totaal aantal bruinvisverstoringsdagen voor de kavels I – IV niet (substantieel) wordt overschreden bij alternatief 2 is de conclusie dat voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP zijn uit te sluiten. Bij de constructie volgens alternatief 1 wordt het totale aantal bruinvisverstoringsdagen voor de kavels I – IV van IJmuiden Ver volgens het KEC 4.0 met ongeveer 44% overschreden bij toepassing van de geluidsnorm van SELSS (750m) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$. Dit betekent dat een groter deel van het 'budget bruinvisverstoringsdagen' dat beschikbaar is om significante gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP te voorkomen wordt gebruikt. In combinatie met de scenario's, waarvan in het KEC 4.0 is uitgegaan, zal de ecologische norm¹⁴ echter niet worden overschreden en zijn significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP dus uit te sluiten (zie paragraaf 8.2.3).

Zeehonden

Gewone zeehond

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden door het aanleggen van de windturbines in het windenergiegebied IJmuiden Ver in twee alternatieve opstellingen en de bijbehorende TenneT-platforms zijn weergegeven in Tabel 8.7 en Tabel 8.8.

¹⁴ De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft zonder aanleg van windparken.

Tabel 8.7 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW en een onderwatergeluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s} en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	67	29 ± 3
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 3

Tabel 8.8 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op gewone zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW en een onderwatergeluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s} en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 2
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 2
Aanleg Jacket-funderingen	50	17 ± 2
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 19 ± 2

De Nederlandse overheid heeft bepaald dat significante gevolgen van de aanleg van windparken vanaf 2016 voor de zeezoogdierenpopulaties zijn uit te sluiten als met grote zekerheid kan worden vastgesteld dat de populaties op het NCP op minimaal 95% van omvang blijft (zie KEC 4.0, Heinis, 2022). Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van funderingen voor windturbines en TenneT platforms in de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver blijft het totale aantal dierversoringsdagen voor gewone zeehonden voor beide alternatieven en in alle gevallen ruim onder het totaal van ca. 4.200 dierversoringsdagen dat voor dit gebied in het KEC 4.0 is berekend.

Bij deze waarde konden in cumulatie met de effecten van de aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030 (inclusief versnelling) significante gevolgen op de populatie van gewone zeehonden worden uitgesloten. Aangezien deze waarde niet wordt overschreden is de conclusie dat met de hier gehanteerde scenario's voor de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver significante gevolgen voor de populatie gewone zeehonden op het NCP ook zijn uit te sluiten.

Grijze zeehond

Een vergelijkbare conclusie is te trekken voor de populatie van grijze zeehonden. Voor deze soort is in het KEC 4.0 berekend dat significante effecten op de populatie zijn uit te sluiten bij ca. 4.520 dierversoringsdagen voor het windenergiegebied IJmuiden Ver in cumulatie met de effecten van aanleg van andere windparken op het NCP in de periode 2016 – 2030. De resultaten van de berekeningen voor dit MER zijn weergegeven in onderstaande Tabel 8.9 en Tabel 8.10.

Tabel 8.9 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 1 = 67 turbines 15 MW en een onderwatergeluidsnorm van SELSS (750m) = 160 dB re 1 μ Pa_{2s} en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1

Aanleg monopaalfunderingen	67	30 ± 6
Totaal funderingen turbines en platforms		30 ± 6

Tabel 8.10 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op grijze zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in de kavels I tot en met IV van het windenergiegebied IJmuiden Ver volgens alternatief 2 = 50 turbines 20 MW en een onderwatergeluidsnorm van SEL_{SS} (750m) = 160 dB re 1 µPa²s en de twee TenneT-platforms

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen (100-tallen)
Constructie platforms (2)	8	1
Aanleg monopaalfunderingen	50	19 ± 4
Aanleg Tripod-funderingen	50	17 ± 4
Aanleg Jacket-funderingen	50	18 ± 4
Totaal funderingen turbines en platforms		Max. 20 ± 4

Voor zeehonden zijn geen extra berekeningen met een geluidsnorm van SEL_{SS} = 164 dB re 1 µPa²s op 750m uitgevoerd. Voor het KEC 4.0 is voor zeehonden namelijk een scenario doorgerekend waarbij voor het windenergiegebied IJmuiden Ver (en de 10 GW extra geïnstalleerd vermogen van de 'versnelling') werd uitgegaan van een geluidsnorm van SEL_{SS} = 168 dB re 1 µPa²s op 750m. In dit scenario bleek de ecologische (werk)norm¹⁵ voor gewone en grijze zeehonden niet te worden overschreden. Bij toepassen van een lagere geluidsnorm zal dat dus ook niet gebeuren.

8.2.3 Cumulatieve effecten Wind op zee op het NCP (2016 – 2030)

Voor het KEC 4.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid door de constructie van windparken, inclusief een drietal rekenvarianten voor de versnelling, op de populaties van bruinvissen en zeehonden op het NCP berekend (Tabel 8.11). Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek in de windenergiegebieden en langs de kabeltracés. Voor de windparken uit het Energieakkoord is ervan uitgegaan dat de in de (ontwerp)kavelbesluiten vastgelegde, naar seizoen en aantal turbines gedifferentieerde geluidsnormen worden toegepast. Voor de windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 is voor Hollandse Kust (west) en Ten noorden van de Waddeneilanden uitgegaan van één universele geluidsnorm van SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 µPa²s. Voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling zijn de drie soorten berekeningen uitgevoerd uitgaande van een geluidsnorm van SEL_{SS} (750 m) = 168 dB re 1 mPa²s. Omdat met het toepassen van deze geluidsnorm de ecologische norm voor bruinvissen werd overschreden zijn voor IJmuiden Ver en de windenergiezoekgebieden van de versnelling alleen voor bruinvissen ook berekeningen met een lagere geluidsnorm van SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 µPa²s uitgevoerd.

Tabel 8.11 Windparken van het Energieakkoord/Routekaart 2030 en zoekgebieden voor versnelling van de realisatie van windenergie op zee in de periode 2027 – 2030 in drie varianten.

Energieakkoord en oude routekaart 2030	Rekenvarianten 2027-2030 (versnelling – 2030)		
	I	II	III

¹⁵ Door de aanleg van windparken op zee moeten de populaties van gewone zeehonden en grijze zeehonden op het NCP met grote zekerheid (>95%) op minimaal 95% van de huidige omvang blijven (ofwel: de kans dat de populatiereductie meer dan 5% bedraagt mag niet groter zijn dan 5% zijn)

Borssele III/IV	Hollandse Kust (west) zuidel jk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel	Hollandse Kust (west) zuidelijk deel
Borssele I/II	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)	IJmuiden Ver (noord)
Borssele V	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)	Zoekgebied 5 (oost)
Hollandse Kust (zuid) I/II	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)	Zoekgebied 2 (noord)
Hollandse Kust (zuid) III/IV		Zoekgebied 1 (zuid)	Zoekgebied 1 (zuid)
Hollandse Kust (noord)			Zoekgebied 1 (noord)
Hollandse Kust (west) VI/VII			
Ten noorden van de Waddeneilanden			
IJmuiden Ver			
Ca. 10 GW	10,7 GW	12,7 GW	16,7 GW

Bruinvissen

De berekende cumulatieve effecten van de constructie van windparken op de bruinvisspopulatie van de Noordzee en het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 8.12. Uit de resultaten blijkt dat bij toepassen van een geluidsnorm van SEL_{ss} (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver en de versnellingsgebieden de geschatte populatiereductie, afhankelijk van de rekenvariant met grote zekerheid (>95%) ligt tussen 2,3% en 2,9% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dat betekent dat de gestelde ecologische norm niet wordt overschreden (en ruimte geeft voor toekomstige ontwikkelingen).

Tabel 8.12 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de bruinvisspopulatie op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidsnorm: SEL_{SS} (750 m) = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied IJmuiden Ver + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidsnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal bruinvisverstoringdagen internationaal	23,9 x 10 ⁶	23,8 x 10 ⁶	23,7 x 10 ⁶
Aantal bruinvisverstoringdagen NL-bijdrage	1,4 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁶
Populatiereductie internationaal zonder NL	44.464	44.464	44.464
Populatiereductie NL-bijdrage	1.797	1.624	1.410
Populatiereductie (% NCP-populatie)	2,9%	2,6%	2,3%

In aanvulling hierop is berekend wat het effect is als uitgegaan wordt van een hogere geluidsnorm van SEL_{ss} (750) = 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ is gehanteerd voor de windkavels IJmuiden Ver I-IV, V en VI en Nederwiek I. Voor de overige windenergiegebieden van het cumulatiescenario is de geluidsnorm in de berekeningen niet aangepast. In Tabel 8.13 is een vergelijking gegeven van dit scenario met de resultaten van de KEC 4.0 berekeningen voor variant III.

Uit de berekeningen blijkt dat bij de aanleg van de kavels I – VI van IJmuiden Ver en Nederwiek I een hogere geluidsnorm dan 160 dB kan worden gehanteerd zonder dat daardoor de ecologische norm (max.

5% reductie) wordt overschreden. Bij een geluidsnorm van 164 dB voor alle zes kavels van het windenergiegebied IJmuiden Ver en kavel I van Nederwiek en 160 dB voor de overige windenergiegebieden van de versnelling bedraagt de berekende reductie 3,4% van het aantal bruinvissen op het NCP. Dit betekent dat door de aanleg van windparken volgens dit scenario significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op Natura 2000- gebieden zijn uit te sluiten.

Tabel 8.13 Effect van verschillende geluidsnormen voor de berekende reductie (5% kans) van het aantal bruinvissen op het NCP als gevolg van het heien van windturbinefunderingen volgens het KEC 4.0 scenario 2016 – 2030 (variant III). Bvvd = bruinvisverstoringdagen.

Variant	Bvvd /		Populatiereductie		
	x1000	# dieren	%		
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 168 dB	2.648	3.995	6,3		KEC 4.0
IJmuiden Ver I – VI + Nederwiek I: 164 dB, daarna 160 dB	1.697	2.106	3,4		Interpolatie
IJmuiden Ver I – IV en versnelling: 160 dB	1.517	1.797	2,9		KEC 4.0

Zeehonden

De berekende cumulatieve effecten uit KEC 4.0 van de constructie van windparken op de populaties van gewone en grijze zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief de drie rekenvarianten voor de versnelling zijn opgenomen in Tabel 8.14 en Tabel 8.15. Er is daarbij uitgegaan van toepassing van een geluidsnorm van $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor de windenergiegebieden van de 'oude' Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) en de zoekgebieden voor de versnelling.

Uit de resultaten van KEC 4.0 blijkt dat op basis van de gehanteerde uitgangspunten een versnelde uitrol van wind op zee in de periode 2016-2030 geen negatieve effecten op de populaties van gewone en grijze zeehonden zal hebben, zelfs als het totale aantal dierverstoringdagen door het uitvoeren van geofysisch onderzoek zou verdubbelen. Er worden in deze berekeningen waarschijnlijk geen cumulatieve effecten gevonden, omdat de kans dat een zeehond gedurende meerdere dagen wordt verstoord heel klein is¹⁶. Dit is een gevolg van het feit dat op de locaties waar windparken zijn voorzien, de dichtheid van zeehonden heel laag is en daarmee de kans dat een zeehond meerdere dagen wordt verstoord ook.

Tabel 8.14 Schatting van de gevolgen van de aanleg van windenergie op zee op de populatie van gewone zeehonden op het NCP in de periode 2016-2030, inclusief rekenvarianten voor de versnelling. Geluidsnorm: $SEL_{ss}(750\text{ m}) = 168\text{ dB re } 1\ \mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor windenergiegebied van de oude Routekaart 2030 (inclusief IJmuiden Ver) + windenergiezoekgebieden voor versnelling. Overige geluidsnormen volgens (ontwerp)kavelbesluiten.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringdagen oude routekaart 2030	92×10^3	92×10^3	92×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringdagen a.g.v. versnelling	48×10^3	45×10^3	44×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

¹⁶ In het Interim PCoD model bepaalt het aantal dagen verstoring de mate van effect op de vital rates (overlevingskans en voortplantingssucces).

Tabel 8.15 Als Tabel 8.14 voor grijze zeehonden.

	Variant III	Variant II	Variant I
Geïnstalleerd vermogen 2016-2030	10	10	10
Aantal dierverstoringsdagen oude routekaart 2030	58×10^3	58×10^3	58×10^3
Geïnstalleerd extra vermogen 2016-2030 (versnelling)	16,7 GW	12,7 GW	10,7 GW
Aantal dierverstoringsdagen a.g.v. versnelling	24×10^3	22×10^3	21×10^3
Populatiereductie (% NCP-populatie)	0%	0%	0%

8.2.4 Cumulatieve effecten op Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In de voorgaande paragrafen is vastgesteld dat de constructie van windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden niet negatief beïnvloedt (verstoringscontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen voor bruinvissen). Er is dus geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het leef- en foerageergebied neemt echter wel af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP, en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden, kan ontstaan (indirecte externe werking).

Uit de in paragrafen 8.2.2 en 8.2.3 gepresenteerde resultaten blijkt dat het met de aanleg van de kavels I tot en met IV in windenergiegebied IJmuiden Ver gepaard gaande impulsieve geluid door heien en het benodigde seismische onderzoek significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten, uitgaande van de geluidsnorm voor het heien in de windparken van $SEL_{ss}(750m) = 160$ of 164 dB re $1 \mu Pa^2s$. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Nederlandse Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied IJmuiden Ver zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de verstoringscontouren met een van de gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foerageergebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In paragraaf 8.2 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van het windpark, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms in het windenergiegebied IJmuiden Ver op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten, uitgaande van de geluidsnorm voor het heien in de windparken van $SEL_{ss}(750m) = 160$ of 164 dB re $1 \mu Pa^2s$. Negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking zijn dan ook uit te sluiten.

9 Literatuurlijst

- Aarts, G., S. Brasseur, R. Kirkwood, 2017. Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.
- Aarts, G., 2021. Memo "Estimated distribution of grey and harbour seals" for KEC 4.0, Wageningen Marine Research.
- de Backer, A., L. Wyns & K. Hostens, 2021. Continued expansion of the artificial reef effect in soft-sediment epibenthos and demersal fish assemblages in two established (10 years) Belgian offshore wind farms. In: S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin (Eds.), *Memoirs on the Marine Environment*. Blz. 61-68. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.
- Barbut, L., B. Vastenhoud, L. Vigin, S. Degraer, F.A.M. Volckaert & G. Lacroix, 2020. The proportion of flatfish recruitment in the North Sea potentially affected by offshore windfarms. *ICES Journal of Marine Science*, 77: blz. 1227–1237.
- Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic elds on marine organisms. In: *Offshore Wind Energy*. Springer. Pp. 223-234.
- Bolle, L.J., de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW et al. 2012 Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. *PLoS ONE* 7(3): e33052.
- Bolle, L.J., C. A. F. de Jong, S. M. Bierman, P. J. C. van Beck, P. W. Wessels, E. Blom, C. J. G. van Damme, H. V. Winter & R. P. A. Dekeling, 2016: Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 875: 91-100.
- Boon, A.R., S. Dirksen, M.F. Leopold & A. Brenninkmeier. 2012. A methodological update of the Framework for the Appropriate Assessment of the ecological effects of Offshore Windfarms at the Dutch Continental Shelf. *Deltares*.
- Booth, C., and F. Heinis, 2018. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report - New transfer functions for the effects of permanent threshold shifts on vital rates in marine mammal species.
- Booth, C., F. Heinis & J. Harwood, 2019. Updating the Interim PCoD Model: Workshop Report – New transfer functions for the effects of disturbance on vital rates in marine mammal species. Report Code SMRUC-BEI-2018-011
- Brandt, M.J., A-C. Dragon, A. Diederichs, M.A. Bellmann, V. Wahl, W. Piper, J. Nabe-Nielsen & G. Nehls, 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596: 213 – 232.
- Brasseur, S., G. Aarts, E. Meesters, T. van Polanen Petel, E. Dijkman, J. Cremer & P. Reijnders. 2012. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms". Commissioned by Noordzeewind. IMARES report nr. C043/10.
- Brasseur, S. M. J. M. (2017). Seals in motion: how movements drive population development of harbour seals and grey seals in the North Sea (Doctoral dissertation, Wageningen University and Research).
- Brasseur, S. & G. Aarts, 2019. Memo: Gebruik van het Borndiep door zeehonden in relatie tot stroming. Een korte evaluatie op basis van beschikbare data. Wageningen Marine Research memo 1942583.
- Camphuysen, C.J. & M.L. Siemensma, 2011. Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in The Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

- CMACS (Centre for Marine and Coastal Studies). 2003. A Baseline Assessment of Electromagnetic Fields Generated by Offshore Windfarm Cables. Report No. COWRIE EMF-01-2002, 66. Centre for Marine and Coastal Studies, Birkenhead, UK.
- Copping, A.E., L.G. Hemery, H. Viehman, A.C. Seitz, G.J. Staines & D.J. Hasselman, 2021. Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes. *Biological Conservation*, 262: 109297.
- Costa, D.P., 2012. A bioenergetics approach to developing a population consequences of acoustic disturbance model. In: Popper AN, Hawkins A (eds) "The effects of noise on aquatic life. Advances in experimental medicine and biology." Springer Science and Business Media, New York, NY, p 423–426.
- Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PloS one* 9(10): e109280.
- Degraer, S., W. Courtens, J. Haelters, K. Hostens, T. Jacques, F. Kerckhof, E. Stienen & G. Van Hoey (2010). Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. Brussel, België. 132 pp.
- Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W. P., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning: A synthesis. *Oceanography*, 33(4), 48–57. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.405>
- Descamps, S., M.R. Forbes, H.G. Gilchrist, O.P. Love & J. Bêty, 2011. Avian cholera, post-hatching survival and selection on hatch characteristics in a long-lived bird, the common eider *Somateria mollissima*. *Journal of Avian Biology* 42(1): 39-48.
- Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe, 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.
- Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09.2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/.../wka_fmaus.xls.
- Emma, B., 2016. A Review of the Evidence of Electromagnetic Field (Emf) Effects on Marine Organisms. *Res. Rev. J Ecol. Environ. Sci.* 4(4):22-26.
- Fey, D.P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulowicz, E., Otremba, Z. and Urban-Malinga, B., 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish?. *Aquatic Toxicology* 209: 150-158.
- Fijn, R.C. & J.W. de Jong 2019. Vogelwaarden van een mogelijk Natura 2000-gebied Bruine Bank. Populatieschattingen van kwalificerende, begrenzendende en niet-kwalificerende soorten binnen drie mogelijke gebiedsbegrenzingsen. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, F.A. Arts, J.W. de Jong, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M. Hoekstein, R.-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2020. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2019-2020. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 20.22, Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
- Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, J.W. de Jong, F.A. Arts, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M.S.J. Hoekstein, Y. van der Horst, J. Leemans, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2022. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en zeezoogdieren op het

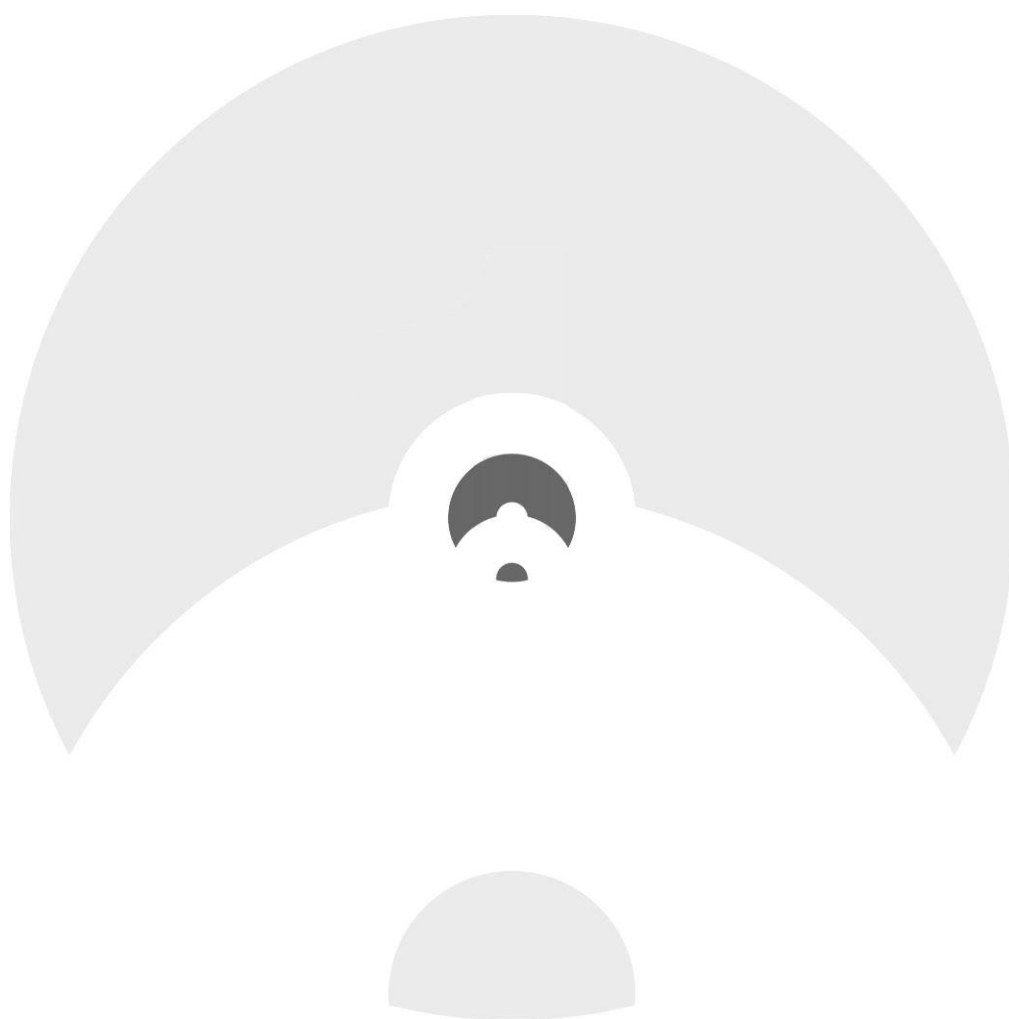
- Nederlands Continentaal Plat in 2020-2021. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 22.01, Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
- Garthe, S., V. Peschko, U. Kubetzki & A.-M. Corman, 2017. Seabirds as samplers of the marine environment—a case study of northern gannets. *Ocean Science* 13(2): 337.
- Geelhoed, S., M. Scheidat, G. Aarts, R. van Bemmelen, N. Janinhoff, H. Verdaat & R. Witte, 2011. Shortlist Masterplan Wind - Aerial surveys of harbour porpoises on the Dutch Continental Shelf. IMARES report C103/11.
- Geelhoed, S., M. Scheidat & R. van Bemmelen, 2014. Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013. IMARES report C027/14.
- Geelhoed, S.C.V., E. Friedrich, M. Joost, M.A.M. Machiels & N. Ströber, 2019 Gemini Tc: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015, Wageningen University & Research report C020/17.
- Gill, A.B & M. Desender, 2020. Risk to animals from electromagnetic fields emitted by electric cables and marine renewable energy devices. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES), blz. 90-107.
- Gilles, A., S. Viquerat, E.A. Becker, K.A. Forney, S.C.V. Geelhoed, J. Haelters, J. Nabe-Nielsen, M. Schiedat, U. Siebert, S. Sveegaard, F.M. van Beest, R. van Bemmelen & G. Aarts, 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: e01367. 10.1002/ecs2.1367.
- Gilles, A., N. Ramirez-Martinez, D. Nachtsheim & U. Siebert, 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Commissioned by Rijkswaterstaat. University of Veterinary Medicine, Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW).
- Graham, I.M., N.D. Merchant, A. Farcas, T.R. Barton, B. Cheney, S. Bono, P.M. Thompson, 2019, Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *R. Soc. Open sci.* 6: 190335.
- Gyimesi, A., J.J., Leemans, M. Schutter, J.W. de Jong A. Potiek & R.P. Middelveld, 2021. Achtergronddocument voor Passende Beoordeling Aanvullend ontwerp Programma Noordzee. Rapport 21-199. Bureau Waardenburg, Culemborg
- Heinis F., C.J. de Jong & Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. Rapport TNO 2015 R10335.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong, S. von Benda-Beckmann & B. Binnerts, 2019. Framework for Assessing Ecological and Cumulative Effects – 2018; Cumulative effects of offshore wind farm construction on harbour porpoises. HWE rapport: 18.153RWS_KEC2018, January 2019.
- Heinis, F., C.A.F. de Jong & A.M. von Benda-Beckmann, 2022. Kader Ecologie en Cumulatie 2021 (KEC 4.0) – Zeezoogdieren. Rapport TNO 2021 R12503, Januari 2022.
- JNCC, 2022. Joint SNCB Interim Displacement Advice Note. Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments. Joint Nature Conservation Committee
- Kastelein et al, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds, SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Kastelein, R.A., J. Huybrechts, J. Covi & L. Helder-Hoek, 2017. Behavioral Responses of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) to Sounds from an Acoustic Porpoise Deterrent. *Aquatic Mammals* 43: 233 -244. DOI 10.1578/AM.43.3.2017.233.
- Geelhoed, S. C., Janinhoff, N., Lagerveld, S., & Verdaat, H. (2020). Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2019 (No. C016/20). Wageningen Marine Research.

- Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Report number: Final Report/Annual Report 2005: 134.
- Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.
- Lucke, K., U. Siebert, P.A. Lepper & M.-A. Blanchet, 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli,” J. Acoust. Soc. Am. 125, 4060–70.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport A: Methodebeschrijving.
- Ministerie van Economische Zaken & Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016b. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee. Deelrapport B: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2021. Aanvullend Ontwerp Programma Noordzee 2022-2027. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/11/09/bijlage-aanvullend-ontwerp-programma-noordzee-2022-2027>.
- Ministeries van IenW, LNV, EZK en BZK, 2022. Programma Noordzee 2022 – 2027. www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2022/03/18/bijlage-programma-noordzee-2022-2027.
- Ministerie van LNV, 2020. Updated Conservation Plan for the Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status.
- Nabe-Nielsen, J. R.M. Sibly, J. Tougaard, J. Teilmann & S. Sveegaard, 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol. Modell.* 272, 242–251.
- Nedelec, S.L., Campbell, J., Radford, A.N., Simpson, S.D. and Merchant, N.D., 2016. Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 836-842.
- New, L.F., J. S. Clark, D. P. Costa, E. Fleishman, M. A. Hindell, T. Klanjšček, D. Lusseau, S. Kraus, C. R. McMahon, P. W. Robinson, R. S. Schick, L. K. Schwarz, S. E. Simmons, L. Thomas, P. Tyack, J. Harwood. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *MEPS* 496:99-108.
- NRC – National Research Council, 2005. Marine mammal populations and ocean noise: Determining when noise causes biologically significant effects. National Academies Press, Washington DC.
- Öhman, M.C., Sigray, P. & Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO* 36: 630-634.
- Paelinckx, D., K. Sannen, V. Goethals, G. Louette, J. Rutten & M. Hoffmann, 2009. Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en de soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2009.6. INBO, Brussel.
- Peschko, V., M. Mercker & S. Garthe, 2020. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167(8).
- Petersen, I.K., T.K. Kjær, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Århus, Denmark, National Environmental Research Institute, Department of Wildlife Ecology and Biodiversity.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., & W.A. Tavolga, 2014. ASA S3 s–1C1. 4 TR-2014 sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical

- report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s-1C1 and registered with ANSI. New York, NY: Springer.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Prins, et al, Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms', 2008 Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0: Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de routekaart windenergie op zee tot 2030. Deelrapport C: Samenvatting
- Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones & B.J. McConnell, 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.
- Scheidat, M., R. Leaper, M. van den Heuvel-Greve & A. Winship, 2013. Setting Maximum Mortality Limits for Harbour Porpoises in Dutch Waters to Achieve Conservation Objectives. *Open Journal of Marine Science* 2013, 3.
- SEAMARCO, 2011. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the Shortlist Masterplan Wind 'Monitoring the Ecological Impact of Offshore Wind Farms on the Dutch Continental Shelf'. commissioned by the Department of Water Management of the Netherlands Ministry of Infrastructure and Environment. SEAMARCO Ref: 2011/01.
- Snoek, R., R de Swart, K. Didden, W. Lengkeek & M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study.
- Soldaat, L., & Poot, M. (2020). Analyse bruinvisgegevens en evaluatie monitoring Noordzee-Kwaliteitsborging IHM 2019. Centraal Bureau voor de Statistiek.
- Tougaard, J., O.D. Henriksen & L.A. Miller, 2009. Underwater noise from three types of offshore windturbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766 – 3773.
- Tyack, P.L. & L. Thomas, 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of anthropogenic noise. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 29(S1):242-253.
- Van Beest, F.M., J. Nabe-Nielsen, J. Carstensen, J. Teilmann & J. Tougaard, 2015. Disturbance effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on the model development. Aarhus University, DCE-Danish Centre for Environment and Energy, 43 pp. Scientific Report from DCE-Danish Centre for Environment and Energy No. 140.
- Vanermen, N., E.W.M. Stienen, T. Onkelinx, W. Courtens & M. Van de Walle, 2011. Seabirds & offshore wind farms: Power and impact analyses 2010. in S. Dagraer, R. Brabant & B. Rumes (Ed.). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and*

- targeted monitoring. Blz. 93-129. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. Brussel.
- Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology* 15: 369-375.
- Westerberg, H., I. Lagenfelt, & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. *Ices Journal of Marine Science* 64: 1457-1462.
- Weston, D.E. 1971. Intensity-range relations in oceanographic acoustics. *Journal of Sound and Vibration* 18(2), pp 271-287.
- Weston, D.E. 1976. Propagation in water with uniform sound velocity but variable-depth lossy bottom', *Journal of Sound and Vibration* 47(4), pp 473-483.
- Whyte, K.F., D.J.F. Russell, C.E. Sparling, B. Binnerts and G.D. Hastie, 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (6): 3948-3958.
- Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.

Bijlage 10
Elektriciteitsopbrengst



PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV kavel II

Setup

AEP scaled to a full year based on number of samples
Scaling factor from 15 0 years to 1 year: 0.067

Calculation performed in UTM (north)-WGS84 Zone: 31
At the site centre the difference between grid north and true north is: 0.4°

Wake

Wake Model: N.O. Jensen (RISØ/EMD) Park 2 2018
Wake decay constant
Wake decay constant: 0.060 DTU default offshore

Blockage

Blockage Model: Self similar model (Forsting: 2017)

Gamma (?) Alpha (a) Beta (B) Lambda (?) Eta (?)
1.100 0.889 1.414 0.587 1.320

Note: When wake reductions are mentioned in this report, it also includes reduction from blockage.

Reference WTG: IEA Offshore Reference 15000 240.0 I-I hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.1)

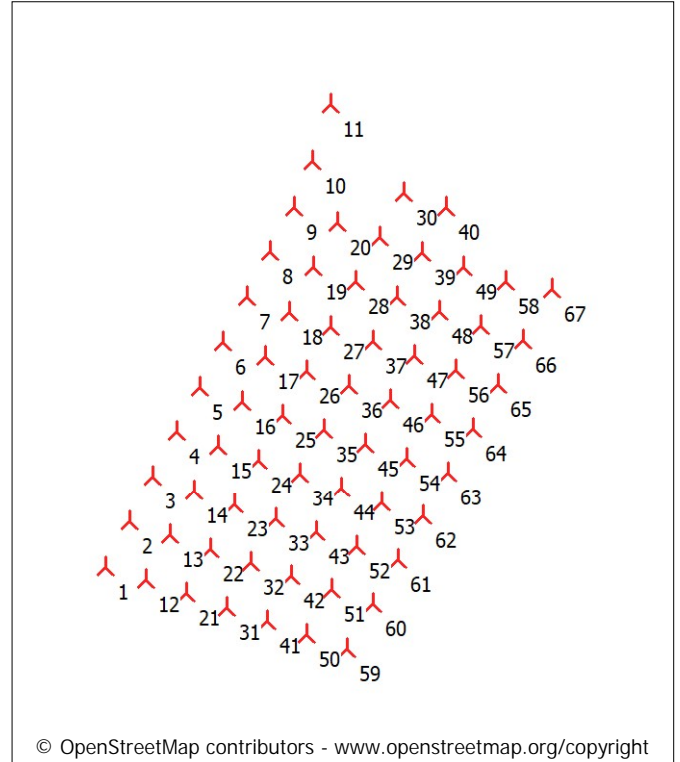
Scaler/wind data

Name: EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling: Measured Data Scaling (WASP Stability / A-Parameter)
Micro terrain flow model: WASP IBZ from Site Data
Used period: 01/01/2004 - 31/12/2018 18:00:00
Meteo object(s): KNMI-KNW_N53.02418_E003.49527 (44) (1) - IJV noord
KNMI-KNW_N52.80124_E003.33874 (46) (1) - IJV west
KNMI-KNW_N52.75354_E003.56012 (47) (1) - IJV zuid
KNMI-KNW_N52.88574_E003.75126 (48) (1) - IJV oost
KNMI-KNW_N52.86639_E003.52700 (49) (1) - IJV midden
Horizontal interpolation: Distance weighted with selected meteo objects
Displacement height: Omnidirectional from objects
WASP version: WASP 12 Version 12.03.0016

Power correction (All new WTGs)

Power curve correction (adjusted IEC method, improved to match turbine control)

	Min	Max	Avg	Corr. [%]	Neg. corr. [%]	Pos. corr. [%]
Air density						
From air density settings [°C]	8.7	8.7	8.7			
From air density settings [hPa]	995.0	995.0	995.0			
Resulting air density [kg/m³]	1.230	1.230	1.230			
Relative to 15°C at sea level [%]	100.4	100.4	100.4	0.1	0.0	0.1



▲ New WTG

Scale 1:200,000

Calculated Annual Energy for Wind Farm

WTG combination	Result PARK [MWh/y]	GROSS (no loss) Free WTGs [MWh/y]	Wake loss [%]	Specific results ^{a)}		Wind speed		
				Capacity factor [%]	Mean WTG result [MWh/y]	Full load hours [Hours/year]	free [m/s]	wake reduced [m/s]
Wind farm	4,805,815.5	5,484,272.6	12.4	54.6	71,728.6	4,782	10.2	9.4

^{a)} Based on wake reduced results and any curtailments.

Calculated Annual Energy for each of 67 new WTGs with total 1,005.0 MW rated power

WTG type	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy		Wind speed	
							Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
1 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,829.3	6.1	10.17	9.82	
2 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,134.9	8.2	10.17	9.70	
3 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,351.9	9.1	10.17	9.64	
4 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,954.3	9.6	10.17	9.60	
5 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,798.2	9.8	10.17	9.59	
6 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,788.0	9.8	10.17	9.59	
7 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,955.3	9.6	10.17	9.60	
8 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,336.7	9.2	10.16	9.61	
9 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,087.3	8.3	10.16	9.66	
10 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	76,508.3	6.6	10.16	9.76	
11 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	78,287.2	4.4	10.16	9.89	
12 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,956.2	8.4	10.17	9.70	
13 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,676.1	11.2	10.17	9.53	
14 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,615.6	12.5	10.17	9.45	
15 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,061.2	13.2	10.17	9.40	
16 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,806.2	13.5	10.17	9.38	
17 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,762.8	13.5	10.17	9.37	
18 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,002.8	13.3	10.16	9.38	
19 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,439.9	12.8	10.16	9.41	

To be continued on next page...

*) Included in wake losses is influence from 279 WTG(s) in the neighborhood, which has status as "Reference WTGs", see separate report to identify these.

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV kavel II

...continued from previous page

WTG type	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy		Wind speed	
							Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
20 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,622.9	11.3	10.16	9.48
21 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,195.4	9.3	10.17	9.64
22 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,659.6	12.4	10.17	9.46
23 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,456.8	13.9	10.17	9.36
24 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,800.5	14.7	10.17	9.31
25 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,487.7	15.1	10.17	9.29
26 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,432.0	15.1	10.17	9.28
27 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,667.2	14.9	10.16	9.29
28 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,219.3	14.2	10.16	9.32
29 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,420.1	12.8	10.16	9.40
30 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,716.2	10.0	10.16	9.55
31 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,859.8	9.7	10.17	9.62
32 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,209.0	13.0	10.17	9.42
33 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,917.2	14.6	10.17	9.33
34 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,214.2	15.4	10.17	9.27
35 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,870.6	15.8	10.17	9.24
36 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,866.3	15.9	10.16	9.23
37 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,060.7	15.7	10.16	9.24
38 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,627.2	15.0	10.16	9.28
39 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,908.6	13.4	10.16	9.36
40 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,149.0	10.7	10.16	9.51
41 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,839.2	9.8	10.17	9.62
42 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,168.9	13.0	10.17	9.42
43 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,859.7	14.6	10.17	9.32
44 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,136.0	15.5	10.17	9.26
45 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,864.9	15.9	10.16	9.23
46 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,759.7	16.0	10.16	9.22
47 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,954.2	15.8	10.16	9.23
48 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,553.7	15.1	10.16	9.27
49 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,188.1	13.1	10.16	9.38
50 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,140.4	9.4	10.17	9.64
51 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,571.7	12.5	10.17	9.45
52 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,311.1	14.1	10.17	9.35
53 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,643.1	14.9	10.17	9.30
54 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,354.4	15.3	10.16	9.27
55 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,275.3	15.4	10.16	9.26
56 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,488.9	15.1	10.16	9.27
57 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,172.0	14.3	10.16	9.32
58 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,866.0	12.2	10.16	9.43
59 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	75,268.2	8.0	10.17	9.71
60 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,038.1	10.7	10.17	9.55
61 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,971.7	12.0	10.17	9.47
62 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,437.8	12.8	10.16	9.42
63 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,114.4	13.2	10.16	9.39
64 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,055.2	13.2	10.16	9.39
65 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,260.8	13.0	10.16	9.40
66 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,923.4	12.2	10.16	9.44
67 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	73,886.2	9.8	10.16	9.57

Annual Energy results includes shown losses. For expected NET AEP (expected sold production), see report Loss & Uncertainty.

WTG siting

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008				Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
1 New	16,719	536,335	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.1)	01/01/2004	31/12/2018
2 New	17,426	537,574	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.2)	01/01/2004	31/12/2018
3 New	18,113	538,765	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.3)	01/01/2004	31/12/2018
4 New	18,797	539,954	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.4)	01/01/2004	31/12/2018
5 New	19,476	541,150	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.5)	01/01/2004	31/12/2018
6 New	20,160	542,341	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.6)	01/01/2004	31/12/2018
7 New	20,843	543,535	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.7)	01/01/2004	31/12/2018

To be continued on next page...

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV kavel II

...continued from previous page

		Dutch Stereo-RD/NAP 2008			Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
8 New	21,535	544,724	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.8)	01/01/2004	31/12/2018
9 New	22,216	545,919	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.9)	01/01/2004	31/12/2018
10 New	22,762	547,143	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.10)	01/01/2004	31/12/2018
11 New	23,322	548,664	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.11)	01/01/2004	31/12/2018
12 New	17,849	535,963	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.1)	01/01/2004	31/12/2018
13 New	18,549	537,165	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.2)	01/01/2004	31/12/2018
14 New	19,242	538,352	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.3)	01/01/2004	31/12/2018
15 New	19,934	539,539	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.4)	01/01/2004	31/12/2018
16 New	20,627	540,726	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.5)	01/01/2004	31/12/2018
17 New	21,319	541,913	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.6)	01/01/2004	31/12/2018
18 New	22,011	543,100	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.7)	01/01/2004	31/12/2018
19 New	22,704	544,287	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.8)	01/01/2004	31/12/2018
20 New	23,396	545,473	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.9)	01/01/2004	31/12/2018
21 New	18,952	535,573	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.1)	01/01/2004	31/12/2018
22 New	19,658	536,764	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.2)	01/01/2004	31/12/2018
23 New	20,358	537,946	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.3)	01/01/2004	31/12/2018
24 New	21,058	539,129	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.4)	01/01/2004	31/12/2018
25 New	21,758	540,311	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.5)	01/01/2004	31/12/2018
26 New	22,458	541,494	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.6)	01/01/2004	31/12/2018
27 New	23,157	542,676	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.7)	01/01/2004	31/12/2018
28 New	23,857	543,859	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.8)	01/01/2004	31/12/2018
29 New	24,557	545,041	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.9)	01/01/2004	31/12/2018
30 New	25,256	546,224	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.1)	01/01/2004	31/12/2018
31 New	20,050	535,167	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.2)	01/01/2004	31/12/2018
32 New	20,768	536,361	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.3)	01/01/2004	31/12/2018
33 New	21,476	537,539	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.4)	01/01/2004	31/12/2018
34 New	22,183	538,717	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.5)	01/01/2004	31/12/2018
35 New	22,891	539,895	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.6)	01/01/2004	31/12/2018
36 New	23,598	541,073	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.7)	01/01/2004	31/12/2018
37 New	24,306	542,251	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.8)	01/01/2004	31/12/2018
38 New	25,013	543,429	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.9)	01/01/2004	31/12/2018
39 New	25,720	544,607	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.1)	01/01/2004	31/12/2018
40 New	26,428	545,785	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.2)	01/01/2004	31/12/2018
41 New	21,152	534,762	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.3)	01/01/2004	31/12/2018
42 New	21,876	535,960	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.4)	01/01/2004	31/12/2018
43 New	22,589	537,135	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.5)	01/01/2004	31/12/2018
44 New	23,303	538,309	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.6)	01/01/2004	31/12/2018
45 New	24,016	539,483	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.7)	01/01/2004	31/12/2018
46 New	24,730	540,657	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.8)	01/01/2004	31/12/2018
47 New	25,443	541,832	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.9)	01/01/2004	31/12/2018
48 New	26,157	543,006	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.1)	01/01/2004	31/12/2018
49 New	26,870	544,180	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.2)	01/01/2004	31/12/2018
50 New	22,253	534,361	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.3)	01/01/2004	31/12/2018
51 New	22,984	535,559	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.4)	01/01/2004	31/12/2018
52 New	23,703	536,730	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.5)	01/01/2004	31/12/2018
53 New	24,423	537,900	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.6)	01/01/2004	31/12/2018
54 New	25,143	539,071	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.7)	01/01/2004	31/12/2018
55 New	25,862	540,241	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.8)	01/01/2004	31/12/2018
56 New	26,582	541,412	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.9)	01/01/2004	31/12/2018
57 New	27,301	542,582	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.1)	01/01/2004	31/12/2018
58 New	28,021	543,753	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.2)	01/01/2004	31/12/2018
59 New	23,350	533,957	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.3)	01/01/2004	31/12/2018
60 New	24,095	535,156	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.4)	01/01/2004	31/12/2018
61 New	24,823	536,322	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.5)	01/01/2004	31/12/2018
62 New	25,548	537,491	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.6)	01/01/2004	31/12/2018
63 New	26,272	538,656	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.7)	01/01/2004	31/12/2018
64 New	27,002	539,823	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.8)	01/01/2004	31/12/2018
65 New	27,726	540,990	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.9)	01/01/2004	31/12/2018
66 New	28,454	542,157	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.9)	01/01/2004	31/12/2018
67 New	29,284	543,506	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.9)	01/01/2004	31/12/2018

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV cumulatief kavel II

Setup

AEP scaled to a full year based on number of samples
Scaling factor from 15 0 years to 1 year: 0.067

Calculation performed in UTM (north)-WGS84 Zone: 31
At the site centre the difference between grid north and true north is: 0.4°

Wake

Wake Model: N.O. Jensen (RISØ/EMD) Park 2 2018
Wake decay constant
Wake decay constant: 0.060 DTU default offshore

Blockage

Blockage Model: Self similar model (Forsting: 2017)

Gamma (?) Alpha (a) Beta (B) Lambda (?) Eta (?)
1.100 0.889 1.414 0.587 1.320

Note: When wake reductions are mentioned in this report, it also includes reduction from blockage.

Reference WTG: IEA Offshore Reference 15000 240.0 I-I hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.1)

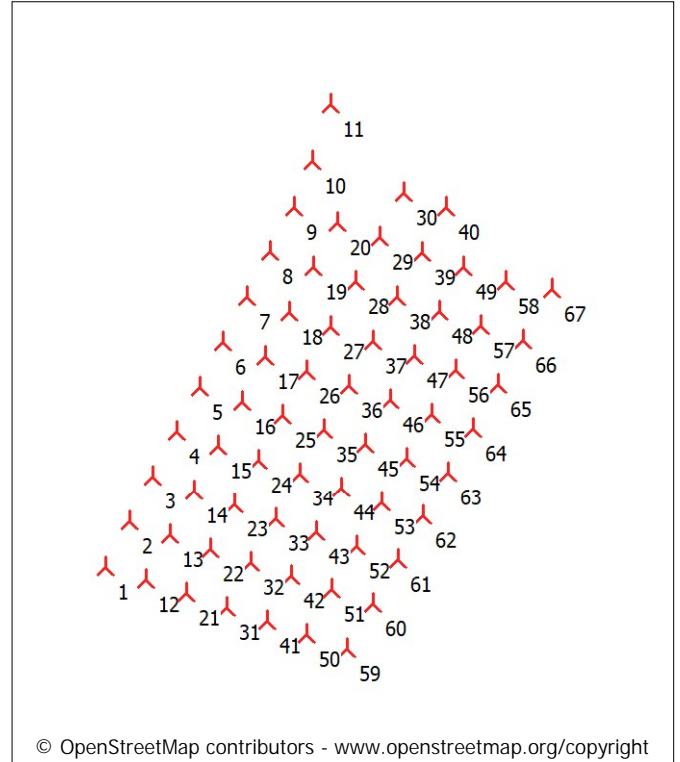
Scaler/wind data

Name: EMD Default Measurement Mast Scaler
Terrain scaling: Measured Data Scaling (WASP Stability / A-Parameter)
Micro terrain flow model: WASP IBZ from Site Data
Used period: 01/01/2004 - 31/12/2018 18:00:00
Meteo object(s): KNMI-KNW_N53.02418_E003.49527 (44) (1) - IJV noord
KNMI-KNW_N52.80124_E003.33874 (46) (1) - IJV west
KNMI-KNW_N52.75354_E003.56012 (47) (1) - IJV zuid
KNMI-KNW_N52.88574_E003.75126 (48) (1) - IJV oost
KNMI-KNW_N52.86639_E003.52700 (49) (1) - IJV midden
Horizontal interpolation: Distance weighted with selected meteo objects
Displacement height: Omnidirectional from objects
WASP version: WASP 12 Version 12.03.0016

Power correction (All new WTGs)

Power curve correction (adjusted IEC method, improved to match turbine control)

	Min	Max	Avg	Corr. [%]	Neg. corr. [%]	Pos. corr. [%]
Air density						
From air density settings [°C]	8.7	8.7	8.7			
From air density settings [hPa]	995.0	995.0	995.0			
Resulting air density [kg/m³]	1.230	1.230	1.230			
Relative to 15°C at sea level [%]	100.4	100.4	100.4	0.1	0.0	0.1



▲ New WTG

Calculated Annual Energy for Wind Farm

WTG combination	Result PARK [MWh/y]	GROSS (no loss) Free WTGs [MWh/y]	Wake loss [%]	Specific results ^{a)}		Wind speed		
				Capacity factor [%]	Mean WTG result [MWh/y]	Full load hours [Hours/year]	free [m/s]	wake reduced [m/s]
Wind farm	4,447,891.8	5,484,272.6	18.9	50.5	66,386.4	4,426	10.2	9.1

^{a)} Based on wake reduced results and any curtailments.

Calculated Annual Energy for each of 67 new WTGs with total 1,005.0 MW rated power

WTG type	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy		Wind speed	
							Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
1 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	74,098.8	9.4	10.17	9.62	
2 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,233.2	11.7	10.17	9.48	
3 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,267.9	12.9	10.17	9.41	
4 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,668.3	13.6	10.17	9.37	
5 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,292.4	14.1	10.17	9.34	
6 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,022.0	14.4	10.17	9.32	
7 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,865.6	14.6	10.17	9.30	
8 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,783.5	14.8	10.16	9.29	
9 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,876.1	14.7	10.16	9.30	
10 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,384.0	14.0	10.16	9.33	
11 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,358.5	14.1	10.16	9.33	
12 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	72,106.8	11.9	10.17	9.49	
13 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,640.3	14.9	10.17	9.31	
14 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,378.4	16.4	10.17	9.21	
15 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,609.8	17.4	10.17	9.15	
16 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,110.8	18.0	10.17	9.11	
17 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,782.0	18.4	10.17	9.09	
18 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,616.7	18.6	10.16	9.07	
19 No	IEA	Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,482.0	18.8	10.16	9.06	

To be continued on next page...

*) Included in wake losses is influence from 1076 WTG(s) in the neighborhood, which has status as "Reference WTGs", see separate report to identify these.

PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV cumulatief kavel II

...continued from previous page

WTG type	Valid	Manufact.	Type-generator	Power, rated [kW]	Rotor diameter [m]	Hub height [m]	Power curve		Annual Energy		Wind speed	
							Creator	Name	Result [MWh/y]	Wake loss [%]	free [m/s]	reduced [m/s]
20 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,781.8	18.4	10.16	9.08
21 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	71,178.7	13.0	10.17	9.43
22 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	68,420.2	16.4	10.17	9.22
23 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,977.4	18.1	10.17	9.11
24 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,075.2	19.3	10.17	9.04
25 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,483.3	20.0	10.17	9.00
26 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,098.2	20.4	10.17	8.97
27 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,911.3	20.7	10.16	8.95
28 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,815.7	20.8	10.16	8.94
29 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,010.8	20.6	10.16	8.95
30 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,503.6	20.0	10.16	8.98
31 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,589.7	13.7	10.17	9.39
32 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,661.3	17.3	10.17	9.17
33 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,093.7	19.2	10.17	9.05
34 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,104.5	20.4	10.17	8.98
35 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,456.9	21.2	10.17	8.93
36 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,084.3	21.7	10.16	8.89
37 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,802.2	22.1	10.16	8.87
38 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,644.7	22.3	10.16	8.85
39 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,738.1	22.2	10.16	8.86
40 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,729.1	22.2	10.16	8.85
41 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	70,201.4	14.2	10.17	9.36
42 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	67,165.5	17.9	10.17	9.13
43 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,515.1	19.9	10.17	9.01
44 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,469.6	21.2	10.17	8.93
45 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,832.3	22.0	10.16	8.88
46 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,328.5	22.7	10.16	8.84
47 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,968.6	23.1	10.16	8.81
48 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,825.7	23.3	10.16	8.80
49 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,004.1	23.1	10.16	8.80
50 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,936.3	14.5	10.17	9.34
51 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,852.1	18.3	10.17	9.11
52 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,165.6	20.4	10.17	8.99
53 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,090.0	21.7	10.17	8.90
54 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,381.0	22.6	10.16	8.84
55 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,856.6	23.2	10.16	8.80
56 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,504.7	23.7	10.16	8.78
57 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,318.4	23.9	10.16	8.76
58 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,413.7	23.8	10.16	8.76
59 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	69,885.9	14.6	10.17	9.34
60 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	66,788.8	18.4	10.17	9.11
61 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	65,097.4	20.4	10.17	8.98
62 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	64,026.2	21.8	10.16	8.90
63 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	63,227.0	22.8	10.16	8.84
64 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,676.0	23.5	10.16	8.79
65 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,319.6	23.9	10.16	8.76
66 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,147.3	24.1	10.16	8.75
67 No	IEA		Offshore Reference-15,000	15,000	240.0	150.0	USER	15 MW reference	62,156.5	24.1	10.16	8.74

Annual Energy results includes shown losses. For expected NET AEP (expected sold production), see report Loss & Uncertainty.

WTG siting

	Dutch Stereo-RD/NAP 2008				Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
1 New	16,719	536,335	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.1)	01/01/2004	31/12/2018
2 New	17,426	537,574	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.2)	01/01/2004	31/12/2018
3 New	18,113	538,765	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.3)	01/01/2004	31/12/2018
4 New	18,797	539,954	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.4)	01/01/2004	31/12/2018
5 New	19,476	541,150	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.5)	01/01/2004	31/12/2018
6 New	20,160	542,341	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.6)	01/01/2004	31/12/2018
7 New	20,843	543,535	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.7)	01/01/2004	31/12/2018

To be continued on next page...

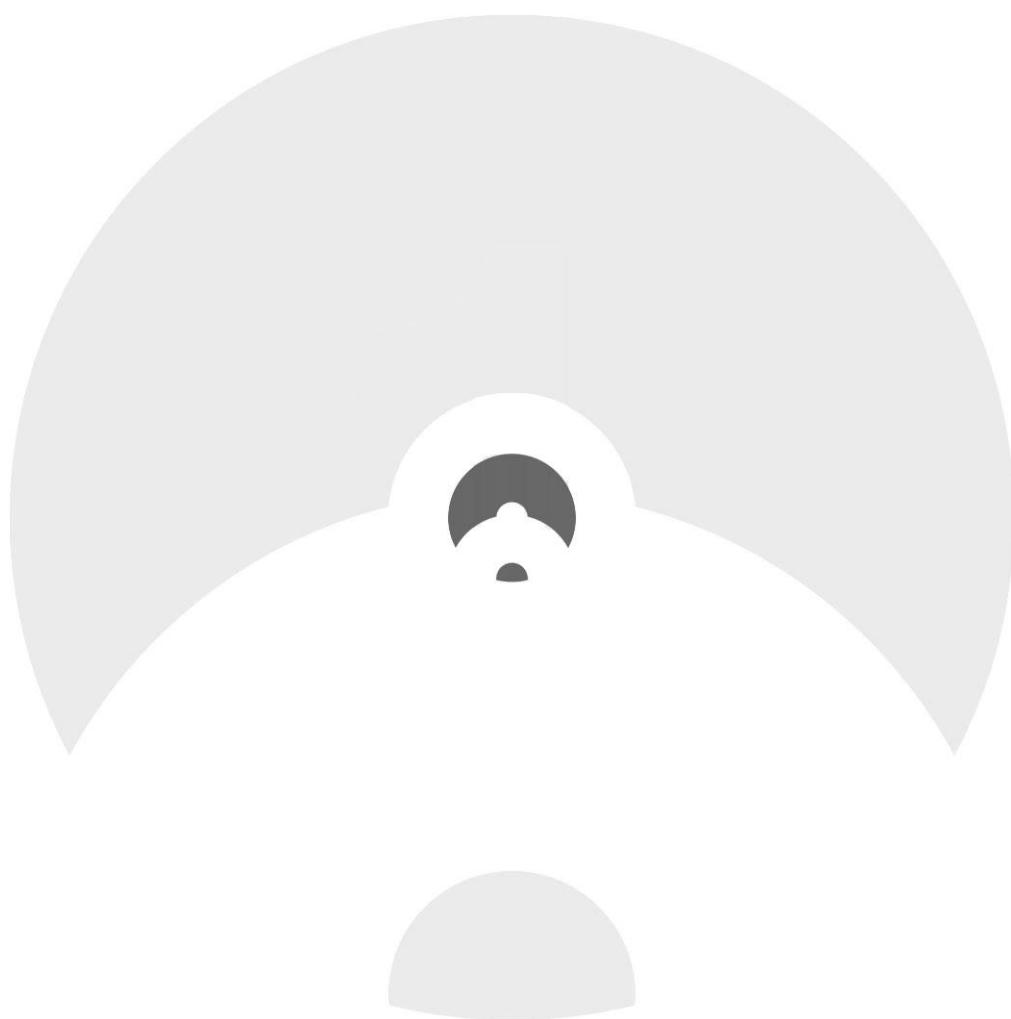
PARK - Main Result

Calculation: 20220902 IJV cumulatief kavel II

...continued from previous page

		Dutch Stereo-RD/NAP 2008			Calculation period	
	X (east)	Y (north)	Z [m]	Row data/Description	Start	End
8 New	21,535	544,724	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.8)	01/01/2004	31/12/2018
9 New	22,216	545,919	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.9)	01/01/2004	31/12/2018
10 New	22,762	547,143	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.10)	01/01/2004	31/12/2018
11 New	23,322	548,664	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29112.11)	01/01/2004	31/12/2018
12 New	17,849	535,963	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.1)	01/01/2004	31/12/2018
13 New	18,549	537,165	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.2)	01/01/2004	31/12/2018
14 New	19,242	538,352	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.3)	01/01/2004	31/12/2018
15 New	19,934	539,539	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.4)	01/01/2004	31/12/2018
16 New	20,627	540,726	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.5)	01/01/2004	31/12/2018
17 New	21,319	541,913	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.6)	01/01/2004	31/12/2018
18 New	22,011	543,100	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.7)	01/01/2004	31/12/2018
19 New	22,704	544,287	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.8)	01/01/2004	31/12/2018
20 New	23,396	545,473	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29113.9)	01/01/2004	31/12/2018
21 New	18,952	535,573	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.1)	01/01/2004	31/12/2018
22 New	19,658	536,764	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.2)	01/01/2004	31/12/2018
23 New	20,358	537,946	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.3)	01/01/2004	31/12/2018
24 New	21,058	539,129	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.4)	01/01/2004	31/12/2018
25 New	21,758	540,311	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.5)	01/01/2004	31/12/2018
26 New	22,458	541,494	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.6)	01/01/2004	31/12/2018
27 New	23,157	542,676	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.7)	01/01/2004	31/12/2018
28 New	23,857	543,859	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.8)	01/01/2004	31/12/2018
29 New	24,557	545,041	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29114.9)	01/01/2004	31/12/2018
30 New	25,256	546,224	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.1)	01/01/2004	31/12/2018
31 New	20,050	535,167	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.2)	01/01/2004	31/12/2018
32 New	20,768	536,361	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.3)	01/01/2004	31/12/2018
33 New	21,476	537,539	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.4)	01/01/2004	31/12/2018
34 New	22,183	538,717	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.5)	01/01/2004	31/12/2018
35 New	22,891	539,895	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.6)	01/01/2004	31/12/2018
36 New	23,598	541,073	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.7)	01/01/2004	31/12/2018
37 New	24,306	542,251	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.8)	01/01/2004	31/12/2018
38 New	25,013	543,429	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29115.9)	01/01/2004	31/12/2018
39 New	25,720	544,607	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.1)	01/01/2004	31/12/2018
40 New	26,428	545,785	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.2)	01/01/2004	31/12/2018
41 New	21,152	534,762	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.3)	01/01/2004	31/12/2018
42 New	21,876	535,960	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.4)	01/01/2004	31/12/2018
43 New	22,589	537,135	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.5)	01/01/2004	31/12/2018
44 New	23,303	538,309	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.6)	01/01/2004	31/12/2018
45 New	24,016	539,483	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.7)	01/01/2004	31/12/2018
46 New	24,730	540,657	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.8)	01/01/2004	31/12/2018
47 New	25,443	541,832	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29116.9)	01/01/2004	31/12/2018
48 New	26,157	543,006	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.1)	01/01/2004	31/12/2018
49 New	26,870	544,180	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.2)	01/01/2004	31/12/2018
50 New	22,253	534,361	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.3)	01/01/2004	31/12/2018
51 New	22,984	535,559	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.4)	01/01/2004	31/12/2018
52 New	23,703	536,730	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.5)	01/01/2004	31/12/2018
53 New	24,423	537,900	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.6)	01/01/2004	31/12/2018
54 New	25,143	539,071	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.7)	01/01/2004	31/12/2018
55 New	25,862	540,241	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.8)	01/01/2004	31/12/2018
56 New	26,582	541,412	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29117.9)	01/01/2004	31/12/2018
57 New	27,301	542,582	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.1)	01/01/2004	31/12/2018
58 New	28,021	543,753	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.2)	01/01/2004	31/12/2018
59 New	23,350	533,957	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.3)	01/01/2004	31/12/2018
60 New	24,095	535,156	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.4)	01/01/2004	31/12/2018
61 New	24,823	536,322	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.5)	01/01/2004	31/12/2018
62 New	25,548	537,491	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.6)	01/01/2004	31/12/2018
63 New	26,272	538,656	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.7)	01/01/2004	31/12/2018
64 New	27,002	539,823	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.8)	01/01/2004	31/12/2018
65 New	27,726	540,990	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.9)	01/01/2004	31/12/2018
66 New	28,454	542,157	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.9)	01/01/2004	31/12/2018
67 New	29,284	543,506	0.0	IEA Offshore Reference 15000 240.0 !-! hub: 150.0 m (TOT: 270.0 m) (29118.9)	01/01/2004	31/12/2018

Bijlage 11
Actualisatie ALI-toets





NOTITIE

Pondera Consult
Dhr. J. Sissingh
Amsterdamseweg 13
6814 CM, Arnhem

DATUM: 1 juni 2023
AUTEUR: A. Potiek & A. Gyimesi
PROJECTLEIDER: dr. A. Gyimesi
TWEEDE LEZER: R.C. Fijn, MSc.
STATUS: definitief

Doorrekening nieuwe ALI-normen voor cumulatief scenario offshore windparken t/m 2027

In de Milieueffectrapportage (MER) voor windparken IJmuiden Ver kavels I t/m IV zijn de effecten op natuur van het windpark in cumulatie met alle (geplande) windparken op de zuidelijke Noordzee (internationaal scenario), dan wel de windparken op het Nederlands Continentaal Plat (nationaal scenario) tot en met 2027 in beeld gebracht. De cumulatieve effecten van gerealiseerde en geplande windparken op de Noordzee zijn eerder in kaart gebracht in het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) 4.0 (Potiek *et al.* 2022; Soudijn *et al.* 2022). Het KEC 4.0 gebruikt voor vogels de (nieuwe) ALI-methodiek (Acceptabel Level of Impact) en door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) gestelde werknormen.

LNV heeft recent de werknormen zoals gehanteerd in het KEC 4.0 voor een aantal vogelsoorten aangepast; het gaat daarbij zowel om strengere, als om minder strenge normen (zie tabel 1). Ook zijn er soorten waar de norm niet is gewijzigd. Om te kunnen beoordelen of de impact onder de aangepaste ALI-normering blijft, was een nieuwe berekening nodig. Het ministerie van Economische Zaken en Klimaat (EZK) heeft Waardenburg Ecology daarom opdracht gegeven om de cumulatieve effecten van windparken op de Noordzee op vogels te berekenen om een toetsing tegen de nieuwe ALI-normen mogelijk te maken. De door te rekenen scenario's betreffen zowel het internationale als het nationale scenario (respectievelijk internationale of Nederlandse windparken in de zuidelijke en centrale Noordzee die naar verwachting in 2027 operationeel zijn).

In de nabije toekomst zal gekeken worden of de ALI-methodiek aangepast wordt. Bovendien zal in de toekomst een vervolgstudie plaatsvinden waarbij de aannames binnen de populatiemodellen opnieuw bekeken worden. De populatiemodellen liggen ten grondslag aan de ALI-methodiek. Zowel aanpassing van deze modellen als aanpassing van ALI-methodiek kunnen de uitkomsten van de ALI-toetsing beïnvloeden. Op dit moment



hebben deze toekomstige aanpassingen geen invloed op de huidige besluitvorming: de ALI-methodiek van het KEC 4.0 blijft momenteel van kracht en wordt de nieuwe normering vastgesteld door LNV in voorliggend rapport gebruikt om de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver kavels I-IV in cumulatie te toetsen.



Aanpak

Afbakening soorten

De aanvullende berekeningen waren enkel van toepassing op soorten waarvoor de ALI-werknormen strenger zijn geworden. Uit het aangeleverde overzicht met de aangepaste ALI-normen bleek dat deze voor dertien soorten strenger is geworden, voor vier soorten minder streng, en voor zes soorten gelijk is gebleven (Tabel 1). De cumulatieve effecten zijn daarom opnieuw doorgerekend voor rotgans, bergeend, roodkeelduiker, kanoet, grote jager, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, grote stern, visdief, zwarte stern, zeekoet, alk en spreeuw.

Tabel 1 Soortspecifieke normering voor toetsing van effecten van offshore windparken. Voor vetgedrukte soorten is de ALI-normering strenger geworden ten opzichte van de werknormen gebruikt voor KEC4.0. Voor deze soorten zijn de cumulatieve effecten opnieuw doorgerekend. X is de acceptabele afname in drie generaties of 10 jaar (langste van deze twee op basis van de generatietijd). Pc is de acceptabele causaliteit. Dit geeft de acceptabele fractie van alle overschrijding van X die het gevolg mag zijn van de impact.

Soort	ALI-normering strenger?	Nieuwe normering	
		X (in %)	Pc (resulteert in Y)
Kleine zwaan	nee, minder streng	15	0.5
Rotgans	Ja	30	0.1
Bergeend	Ja	30	0.1
Roodkeelduiker	ja	30	0.1
Noordse Stormvogel	nee, gelijk	15	0.1
Jan-van-gent	nee, gelijk	30	0.5
Kanoet	ja	15	0.1
Rosse grutto	nee, minder streng	30	0.1
Wulp	nee, gelijk	15	0.1
Grote jager	ja	30	0.1
Kleine jager	nee, gelijk	15	0.1
Drieteenmeeuw	nee, minder streng	15	0.5
Grote mantelmeeuw	ja	15	0.5
Zilvermeeuw	nee, minder streng	15	0.5
Kleine mantelmeeuw	nee, gelijk	30	0.5
Dwergmeeuw	ja	30	0.1
Grote stern	ja	15	0.1
Visdief	ja	15	0.1
Zwarte stern	ja	15	0.1
Zeekoet	ja	30	0.1
Alk	ja	30	0.1
Papegaaiduiker	nee, gelijk	15	0.1
Spreeuw	ja	15	0.5



Uitleg populatiemodellen en ALI-methodiek

Populatiemodellen

Voor de populatiemodellen is dezelfde methodiek toegepast als in KEC4.0 (van Kooten *et al.* 2019; Potiek *et al.* 2019; Rijkswaterstaat 2019; Potiek *et al.* 2022b; Soudijn *et al.* 2022). De populatiegrootte voor het internationale en het nationale scenario is hierbij gebaseerd op de dichtheidskaarten voor de betreffende regio. Voor iedere tweemaandelijks periode wordt de populatiegrootte geschat op basis van de dichtheidskaart. Voor de populatiemodellen is een populatiegrootte voor een jaar nodig. Net als binnen KEC 4.0 is de hoogste populatieschatting binnen een tweemaandelijks periode als proxy genomen voor de populatiegrootte.

Voor iedere tweemaandelijks periode worden de slachtofferaantallen gerelateerd aan de populatiegrootte voor dezelfde periode, wat per tweemaandelijks periode een fractie sterfte oplevert. Vervolgens wordt de maximale fractie sterfte per tweemaandelijks periode omgerekend naar de sterfte per jaar, wat vervolgens wordt doorgerekend in de populatiemodellen.

Verdere input voor de populatiemodellen zijn de leeftijdsspecifieke overleving en reproductief succes. Deze inputparameters zijn niet veranderd ten opzichte van KEC4.0. Voor meer informatie verwijzen we naar Potiek *et al.* (2022b) en Soudijn *et al.* (2022).

In de populatiemodellen worden aantallen individuen gesimuleerd over de tijd. Dit wordt gedaan voor het 'null' scenario zonder impact van de windparken, en voor het internationale en nationale scenario. Hierbij wordt, net als in KEC4.0, gekeken naar een periode van 30 jaar. Let wel, voor IJmuiden Ver kavels I t/m IV wordt een operationele periode van 35 jaar verwacht omdat in de vergunningen voor nieuwe windparken een langere gebruiksduur is opgenomen. Dit wijkt af van aannames in het KEC. Zie box hieronder voor een beschrijving van het effect van deze langere periode.

Acceptable Levels of Impact (ALI)

Volgens het 1%-criterium, opgesteld door het ORNIS-comité, mag, bij gebrek aan overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs, iedere additionele sterfte van minder dan één procent van de jaarlijkse sterfte aan de betrokken populatie als niet significant worden beschouwd. Belangrijk aspect hierbij is dat op het moment dat er een betere methode is om de effecten te toetsen, deze dient te worden gebruikt. Voor deze reden is jarenlang de PBR-methode gebruikt in de Nederlandse toetsingen van offshore windparken, omdat deze methode wel wetenschappelijke achtergrondinformatie bevat over de populaties van de relevante soorten. Het gebruik van de PBR voor de beoordeling van additionele sterfte in windparken op zee werd echter bekritiseerd door O'Brien *et al.* (2017). Zij raadden het gebruik van populatiemodellen in plaats van de PBR aan. Het toepassen van populatiemodellen gebaseerd op Leslie matrix modellen om effecten van windparken op populatieniveau te bepalen is recentelijk ook betuigd door May *et al.* (2019) omdat populatiemodellen meer inzicht geven in de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie. Om vervolgens ook op een objectieve en gestandaardiseerde manier vast te stellen of een impact acceptabel is, zijn drempelwaarden opgesteld die met populatiemodellen getoetst kunnen worden. Deze



methodiek is de Acceptable Levels of Impact (ALIs) genoemd. De methodiek wordt in detail beschreven in het rapport van Potiek *et al.* (2022a). Hieronder benoemen we de belangrijkste aspecten.

De ALIs zijn soortspecifieke drempelwaarden ('levels') in de vorm van:

De kans op een afname van X' % of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y

Om een voorspelling te kunnen geven over de verwachte effecten van toekomstige offshore windparken, wordt binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact. De berekeningen richten zich enkel op het bepalen van de verwachte impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van de geplande windparken.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn in het KEC 4.0 door LNV voorlopige drempelwaarden opgesteld (ALI-werknormen), die afhankelijk zijn van de IUCN-status van de betreffende soort (Potiek *et al.* 2022a). Recent zijn door LNV de ALI-normen aangepast om meer rekening te houden met de landelijke staat van instandhouding (zie soortenindexen op Sovon.nl). De huidige normen zijn weergegeven in Tabel 1. Let op, hierbij geeft X de acceptabele afname over drie generaties of 10 jaar (welke langer is), en X' de acceptabele afname omgerekend naar 30 jaar.

Effect langere vergunningsduur

De huidige systematiek is gebaseerd op een operationele periode van windparken van 30 jaar. EZK wil mogelijk een langere vergunningsduur voor de IJmuiden Ver kavels I-IV mogelijk maken.

Op dit moment is aangenomen dat alle in de literatuur gerapporteerde variatie en onzekerheid tussen verschillende simulaties van het populatiemodel plaatsvindt, en niet tussen verschillende jaren binnen een simulatie. Dit houdt in dat de populatieprojecties (voorspellingen) doorlopende lijnen zijn, zonder schommelingen tussen jaren. Dit is destijds als worst-case scenario aangenomen.

Door deze aanname van geen variatie tussen jaren, is de populatiegroeisnelheid binnen een simulatie constant. Hierdoor is na het eerste jaar van de simulatie al duidelijk of de drempelwaarde overschreden wordt – zowel na 30 jaar als na 35 jaar. Het percentage simulaties waarin de drempelwaarde overschreden wordt zal dus na 30 jaar gelijk zijn als na 35 jaar.

Dit betekent ook dat, met de huidige methodiek, de uitkomst van de ALI niet zou verschillen tussen de aanpak om naar 30 jaar te kijken en de aanpak om naar 35 jaar te kijken.

In de nabije toekomst is het plan om deze variatie tussen jaren in te bouwen; de projecties zullen dan gaan schommelen. Zodra dit ingebouwd is zou een verandering van looptijd wel tot andere resultaten kunnen leiden.



Slachtofferberekeningen

Voor de relevante soorten zijn de cumulatieve slachtofferaantallen berekend voor de betreffende scenario's. Hierbij is gebruik gemaakt van de berekende aantallen slachtoffers per windpark binnen KEC 4.0. Hierop zijn twee aanpassingen gedaan:

1. *Geschat aantal slachtoffers per windpark*

In de KEC 4.0 studie zijn slachtofferberekeningen uitgevoerd voor alle windparken in de centrale en zuidelijke Noordzee (Potiek *et al.* 2022b; Soudijn *et al.* 2022). Voor het MER van kavel I t/m IV van IJmuiden Ver zijn nieuwe slachtofferberekeningen gedaan (zowel als gevolg van aanvaringen als habitatverlies), met geüpdatete turbinekarakteristieken en inrichting van het windpark (de methoden van de berekeningen zijn in de Achtergrondrapportage door van der Vliet *et al.* (2023) beschreven). De cumulatieve aantallen slachtoffers in de centrale en zuidelijke Noordzee zijn daarom voor IJmuiden Ver aangepast op basis van deze nieuwe doorrekeningen voor het MER. Hiervoor zijn de slachtoffergetallen van alternatief 1 gebruikt (67 turbines van 15 MW) als worst-case scenario, omdat deze slachtofferaantallen hoger zijn dan voor alternatief 2.¹ Voor trekvogels zijn daarentegen binnen het MER voor IJmuiden Ver geen soortspecifieke aantallen slachtoffers bepaald. Voor deze soorten is daarom ook voor IJmuiden Ver uitgegaan van de slachtofferberekeningen binnen KEC 4.0.

2. *Selectie windparken*

Voor het cumulatiescenario van IJmuiden Ver kavels I t/m IV is het van belang om de windparken mee te nemen die voor de bouw van IJmuiden Ver operationeel zijn, oftewel t/m 2027. Verder zijn de huidige windparken Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) en Prinses Amaliawindpark (PAWP) buiten beschouwing te laten, omdat deze windparken tegen die tijd niet meer operationeel zijn. Dit cumulatiescenario wijkt af van het KEC 4.0 studie, waarin windparken t/m 2030 meegenomen waren. Dit geldt voor alle relevante soorten; zowel voor trekvogels als voor lokale vogels.

Het overzicht met de selectie windparken is te vinden in Bijlage 1.

¹ Binnen KEC4.0 wordt voor lokale vogels rekening gehouden met de verdeling van slachtoffers per tweemaandelijks periode. Voor meer details, zie Potiek *et al.* (2022b) of Soudijn *et al.* (2022). Deze methodiek is ook binnen de voorliggende analyse toegepast. Het geschatte aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver zoals bepaald binnen de MER is verdeeld over de tweemaandelijks periodes op basis van de verdeling van slachtoffers voor IJmuiden Ver binnen KEC4.0.



Tabel 2 Jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers voor het Nederlands Continentaal Plat (nationaal) en de zuidelijke en centrale Noordzee (internationaal). Deze aantallen zijn gebaseerd op de windpark-specifieke schattingen uit het KEC 4.0, maar alleen windparken operationeel t/m 2027 zijn meegenomen en een geüpdatete schatting voor IJmuiden Ver.

Slachtofferaantallen gebruikt in populatiemodellen				
Soort	Aanvaringen	Habitatverlies	Nationaal	Internationaal
Rotgans	Ja, cumulatief	-	24	73
Bergeend	Ja, cumulatief	-	58	345
Roodkeelduiker	-	Ja, cumulatief	8	240
Kanoet	Ja, cumulatief	-	152	900
Grote jager	Ja, cumulatief	-	3	23
Grote mantelmeeuw	Ja, cumulatief	Alleen voor IJmuiden ver	328	1.570
Dwergmeeuw	Ja, cumulatief	Alleen voor IJmuiden ver	62	115
Grote stern	Ja, cumulatief	Ja, cumulatief	21	47
Visdief	Ja, cumulatief	-	18	84
Zwarte stern	Ja, cumulatief	-	8	22
Zeekoet	-	Ja, cumulatief	348	9.847
Alk	-	Ja, cumulatief	108	1.942
Spreeuw	Ja, cumulatief	-	2.729	16.175



Resultaten

Uitkomsten populatiemodellen

We geven eerst een overzicht van de overschrijdingen van de ALI-drempelwaarde, gevolgd door de soortspecifieke uitkomsten van de populatiemodellen. In het hoofdstuk 'Conclusie en toelichting' gaan we dieper in op de resultaten.

Overkoepelend resultaat

In tabel 3 worden de resultaten van de ALI-toetsing gepresenteerd voor het nationaal en internationaal scenario, oftewel de cumulatieve impact van uitsluitend Nederlandse offshore windparken of alle offshore windparken in de centrale en zuidelijke Noordzee t/m 2027.

Tabel 3 *Uitkomsten ALI-toetsing per soort en per scenario. Bij 'nee' wordt de drempelwaarde niet overschreden, en valt de geschatte cumulatieve impact binnen de norm. Bij 'ja' vindt voor die soort voor het betreffende scenario een overschrijding plaats.*

Soort	Overschrijding nationaal scenario?	Overschrijding internationaal scenario?
Rotgans	Nee	Nee
Bergeend	Nee	Nee
Roodkeelduiker	Nee	Nee
Kanoet	Nee	Nee
Grote jager	Nee	Nee
Grote mantelmeeuw	Nee	Nee
Dwergmeeuw	Nee	Nee
Grote stern	Nee	Nee
Visdief	Nee	Nee
Zwarte stern	Nee	Nee
Zeekoet	Nee	Ja
Alk	Nee	Ja
Spreeuw	Nee	Nee

Soortspecifieke uitkomsten

Voor elk scenario geven we in tabelvorm het berekende aantal slachtoffers, de populatiegrootte, en de adulte overleving weer waarmee gerekend is in de populatiemodellen. In de volgende kolommen rapporteren we de mediaan populatiegroeisnelheid en de causaliteit die bij de soortspecifieke drempelwaarde hoort. 'Causaliteit' geeft het percentage overschrijdingen van de norm dat het gevolg is van de cumulatieve impact, en niet van onzekerheid of variatie in de populatiemodellen. Wanneer de waarde voor het betreffende scenario hoger is dan de drempelwaarde (zie kolomtitel), dan wordt de drempelwaarde overschreden. Dit betekent dat de simulaties te vaak als gevolg van de impact meer afnamen dan X% (zoals hierboven beschreven is X soortspecifiek, en is deze 15% of 30% over drie generaties of tien jaar). De laatste kolom geeft aan of de ALI-drempelwaarde overschreden wordt.



Rotgans

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	Causaliteit (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.868	0.9970	0	
int_mini_27	73	247286	0.868	0.9960	0.006	Nee
nat_mini_27	24	247286	0.868	0.9960	0.004	Nee

Bergeend

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.8730	1.0640	0	
int_mini_27	345	302047	0.8720	1.0630	0.021	Nee
nat_mini_27	58	302047	0.8730	1.0640	0	Nee

Roodkeelduiker

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.8610	1.0150	0	
int_mini_27	240	32199	0.8550	1.0070	0.059	Nee
nat_mini_27	8	5680	0.8600	1.0140	0.009	Nee

Kanoet

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.8420	0.9320	0	
int_mini_27	900	672197	0.8410	0.9310	0.097	Nee
nat_mini_27	152	672197	0.8420	0.9320	0.019	Nee



Grote jager

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.8820	0.9560	0	
int_mini_27	23	12103	0.8790	0.9540	0.047	Nee
nat_mini_27	3	1365	0.8790	0.9540	0.042	Nee

Grote mantelmeeuw

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.8600	0.9480	0	
int_mini_27	1570	92417	0.8500	0.9330	0.277	Nee
nat_mini_27	328	16264	0.8480	0.9310	0.31	Nee

Dwergmeeuw

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.8270	1.0080	0	
int_mini_27	115	55817	0.8250	1.0070	0.041	Nee
nat_mini_27	62	57833	0.8260	1.0070	0.02	Nee

Grote stern

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.9420	1.0430	0	
int_mini_27	47	25882	0.9400	1.0430	0.012	Nee
nat_mini_27	21	22603	0.9410	1.0430	0.008	Nee



Visdief

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.9150	0.9970	0	
int_mini_27	84	51817	0.9130	0.9950	0.041	Nee
nat_mini_27	18	59093	0.9150	0.9970	0.008	Nee

Zwarte stern

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.846	0.951	0	
int_mini_27	22	285482	0.846	0.951	0.000	Nee
nat_mini_27	8	285482	0.846	0.952	0.000	Nee

Zeekoet

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.949	1.044	0	
int_mini_27	9,847	1,677,205	0.943	1.037	0.131	Ja
nat_mini_27	348	227,587	0.948	1.042	0.034	Nee

Alk

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.1 voor afname van 30%)	ALI-overschrijding
null			0.909	1.006	0	
int_mini_27	1,942	227439	0.901	0.997	0.115	Ja
nat_mini_27	108	61669	0.907	1.005	0.025	Nee



Spreeuw

scenario	aantal slachtoffers	populatiegrootte (individuen)	adulte overleving	mediane populatie groeisnelheid	causaliteits (drempelwaarde 0.5 voor afname van 15%)	ALI-overschrijding
null			0.607	0.835	0	
int_mini_27	16175	18501266	0.606	0.835	0.006	Nee
nat_mini_27	2729	18501266	0.607	0.834	0.005	Nee



Conclusie en toelichting

Voorliggende cumulatieve toetsing van de effecten van IJmuiden Ver kavels I t/m IV op vogels laat zien dat:

- In het nationale scenario (alle windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee t/m 2027) voor geen enkel soort een overschrijding van de nieuwe ALI-normen plaatsvindt.
- In het internationale scenario (alle windparken in het zuidelijke Noordzee t/m 2027) voor zeekoet en alk wel een overschrijding van de nieuwe ALI-normen plaatsvindt.

Vanwege de voorspelde cumulatief negatieve effecten in het internationale scenario op alk en zeekoet, volgt hieronder een toelichting op deze uitkomsten om de resultaten beter te kunnen duiden.

Verschil scenario's

In het nationale scenario worden de cumulatieve effecten van Nederlandse windparken getoetst aan de Nederlandse vogelpopulatie in het Nederlands deel van de zuidelijke Noordzee. In het internationale scenario worden alle windparken in zuidelijke Noordzee meegenomen en getoetst tegen de internationale vogelpopulatie in de gehele zuidelijke Noordzee. Deze vogelpopulaties worden bepaald aan de hand van soortspecifieke dichtheidskaarten, conform het KEC 4.0. Op basis van dezelfde dichtheidskaarten zijn ook de effecten per windpark berekend. Zo is het effect van een windpark groter op een soort waar meer individuen van de betreffende soort voorkomen. In het geval van de zeekoet en alk komen de hoogste dichtheden vlakbij broedkolonies voor, bijvoorbeeld in wateren van Schotland en Duitsland. In Nederland broeden deze soorten niet. De grootste aantallen van deze soorten zijn in Nederland in de wintermaanden aanwezig, de aantallen in het zomerhalfjaar zijn laag. Dit is ook de reden dat in het nationaal scenario het aantal slachtoffers voor de alk en de zeekoet in Nederland relatief laag is, en de ALI-normen niet worden overschreden. Op basis hiervan kan een significant negatief effect op het niveau van Nederland uitgesloten worden.

De aantallen slachtoffers in Britse en Duitse windparken die dichtbij broedkolonies liggen zijn vele malen hoger. Dit is de oorzaak van de overschrijding van het internationale scenario. De bijdrage van Nederlandse offshore windparken aan het cumulatieve aantal slachtoffers onder zeekoeten en alken in alle offshore windparken in de zuidelijke Noordzee is gering, respectievelijk 3,5% en 5,6% (zie tabel 2). Hiervan is de bijdrage van kavels I-IV van IJmuiden Ver aan het totaal aantal slachtoffers in het internationale scenario verwaarloosbaar (0,03% voor zeekoet en 0,06% voor alk). Op basis hiervan kan met zekerheid geconcludeerd worden dat op basis van de berekeningen de bijdrage van IJmuiden Ver I-IV op de cumulatieve aantallen slachtoffers van alk en zeekoet op de populatie van de zuidelijke- en centrale Noordzee verwaarloosbaar klein is.

Toepassing Wet Natuurbescherming

Zoals hierboven beschreven, worden de berekeningen voor de ALI-toetsing voor soortspecifieke populaties uitgevoerd. Daarmee wordt met de ALI-normen de additionele



sterfte door offshore windparken in het kader van de Wet Natuurbescherming op het niveau van de soortbescherming getoetst. Deze ALI-normen zijn oorspronkelijk niet ontworpen voor toetsing op het niveau van de gebiedsbescherming, dus voor populaties van Natura 2000-gebieden. In de toekomst wordt onderzocht of door een aanpassing de ALI-toetsing ook voor deze doeleinden gebruikt kan worden. Wanneer deze ontwikkeling plaats gaat vinden is nog onduidelijk.

De recente aanpassing van de ALI-normen heeft dus geen effect op de beoordeling van de effecten van kavels I-IV van IJmuiden Ver op het niveau van gebiedsbescherming van de Wet Natuurbescherming. De effecten op vogelpopulaties waarvoor offshore Natura 2000-gebieden aangewezen zijn worden beschreven in de Passende Beoordeling en blijven van toepassing. Kort samengevat is er geen sprake van direct habitatverlies binnen Natura 2000-gebieden omdat windenergiegebied IJmuiden Ver niet overlapt met deze beschermde gebieden. De verstoringseffecten van windturbines kunnen verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windpark (Dierschke *et al.* 2016). In het geval van de zeeoet wordt een verstoringsafstand van 2 km geadviseerd (Petersen *et al.* 2006; Vanermen *et al.* 2015). Het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied de Bruine Bank ligt buiten deze verstoringscontouren. Op basis hiervan kunnen effecten van kavels I-IV van IJmuiden Ver op het niveau van gebiedsbescherming van de Wet Natuurbescherming uitgesloten worden.

Aannames slachtofferbepaling

In het geval van de zeeoet en de alk worden geen slachtoffers verwacht als gevolg van aanvaringen. Dit is omdat deze vogelsoorten doorgaans zeer laag (enkele meters) boven het wateroppervlakte vliegen en daardoor een zeer lage aanvaringskans hebben met de rotors van offshore windturbines (Furness *et al.* 2013). Hierdoor zijn mitigerende maatregelen om aanvarings-slachtoffers te verminderen (zoals het verhogen van de turbinetiplaagte) ook niet van toepassing voor de alk en zeeoet.

Wel treedt er habitatverlies op in het gebied waar het windpark ontwikkeld wordt, wat effecten kan hebben op het niveau van soortbescherming van de Wet Natuurbescherming. De exacte gevolgen van habitatverlies op de overleving van zeevogelsoorten zijn echter niet goed bekend (Busch & Garthe 2016). Vanwege deze onzekerheid worden in de MER-beoordelingstrajecten van offshore windparken in Nederland zware worst-case aannames gehanteerd. Voor de zeeoet en de alk gelden de volgende (cf. van der Vliet *et al.* 2023):

- Het wordt verondersteld dat door een offshore windpark 80% van de aanwezige alken en zeeoeten verstoord wordt en het gebied verlaat. Dit percentage wordt bepaald op basis van de soortspecifieke verstoringsgevoeligheid voor offshore windparken, waarvoor gedocumenteerde macro-uitwijkingpercentages als proxy worden gebruikt.
- Van deze verstoorde vogels zou volgens de aannames (cf. Bradbury *et al.* 2014) vervolgens 10% doodgaan als gevolg van dit habitatverlies.

In de cumulatieve beoordelingen in het kader van het KEC wordt een andere aanpak gehanteerd. Hier worden de slachtofferaantallen als gevolg van habitatverlies bepaald op basis van de aanwezige vogelaantallen en een soortspecifieke relatieve vermijdingscore



(Soudijn *et al.* 2022). Dit laatste vat de kwetsbaarheid van de soort en zijn gevoeligheid voor habitatverlies samen (cf. Bradbury *et al.* 2014). Daarmee worden de slachtofferaantallen in één stap bepaald. Voor de alk en de zeekoet betekent dit in de praktijk dat er met een mortaliteit van 3,6% van de aanwezige vogels gerekend wordt als gevolg van habitatverlies (Leopold *et al.* 2015; Soudijn *et al.* 2022).

Hieronder worden de gebruikte aannames in het perspectief gezet van recente studies naar de effecten van offshore windparken op alkachtigen.

Vermijdingspercentages

Volgens een recente studie over de verspreiding van zeekoeten, gemeten met gps-zenders in Duitsland, is het aantal vogels 63% minder in offshore windparken dan daarbuiten als de turbines niet operationeel zijn en 75% minder als de turbines draaien (Peschko *et al.* 2020). Ook in het recent afgeronde WOZEP-onderzoek in het Nederlandse offshore windpark Luchterduinen is vastgesteld dat alken en zeekoeten weliswaar in mindere mate, maar nog altijd van het windpark gebruik blijven maken. Hier werden 43% minder van zeekoeten en 49% minder van de soortgroep alk/zeekoet (de twee soorten zijn moeilijk op een afstand te onderscheiden) waargenomen binnen het windpark vergeleken met buiten het windpark (Leemans *et al.* 2022). En ander recent WOZEP-onderzoek op basis van digitale vliegtuigtellingen liet zien dat dat er in windpark Borssele significant minder zeekoeten waargenomen zijn tegenover een referentiegebied buiten het windpark, maar de numerieke verschillen waren niet groot (Collier *et al.* 2022). In een bepaalde maand van de studieperiode waren zelfs meer zeekoeten binnen het windpark waargenomen dan daarbuiten. Voor alken was er geen significant verschil tussen de aantallen binnen en buiten het windpark (Collier *et al.* 2022).

Bovendien lijken zeekoeten ook te wennen aan offshore windparken, waardoor na verloop van tijd minder individuen een windpark gaan vermijden (Leopold & Verdaat 2018). Mogelijk door deze gewenning laten de resultaten van veldmetingen ook geen eenduidige effecten van offshore windparken zien (Leopold 2018). Zo zijn in vergelijking met de situatie voorafgaand aan de bouw van windparken de aantallen alken en zeekoeten sterk afgenomen in sommige windparken, maar niet veranderd of zelfs toegenomen in andere (Dierschke *et al.* 2016). Dit laatste kan mogelijk verband houden met toegenomen prooivisbestanden in offshore windparken, waardoor deze gebieden aantrekkelijk worden voor visetende vogels, zoals alkachtigen (Krijgsveld *et al.* 2011; Vanermen *et al.* 2011).

Op basis van bovengenoemde argumenten is het daarom aannemelijk dat een aanzienlijk deel van alken en zeekoeten gebruik blijft maken van offshore windparken. In het Verenigd Koninkrijk, waarvandaan het overgrote deel van alkachtigen in de Noordzee afkomstig is, wordt daarom ook door het overheidsadviesorgaan voor natuur (JNCC) op dit moment 30-70% vermijding van offshore windparken voor deze soorten aangeraden (JNCC 2022). Op basis hiervan kan gesteld worden dat in Nederland zeer veilige worst-case aannames gehanteerd worden en de effecten naar verwachting minder groot zullen zijn dan hiervoor in de conclusies is gesteld.



Mortaliteit

Een bio-energetisch model ontwikkeld om de effecten van habitatverlies door offshore windparken in te schatten suggereerde dat de impact op de adulte overleving van alken en zeekoeten minder dan 0,5% zou bedragen (Searle *et al.* 2014). In een actualisatie van dit model zijn 60% vermijding en 1% geassocieerde mortaliteit gebruikt, op basis van expert judgement, als uitkomst van een speciale workshop (Searle *et al.* 2020). Vanwege het ontbreken van daadwerkelijke metingen op de overleving geeft het Britse overheidsorgaan JNCC ook geen algemeen advies over de te gebruiken mortaliteitscijfers in beoordelingen. Wel wordt het aangenomen dat de effecten kleiner zijn bij soorten die grotere flexibiliteit vertonen in hun habitatgebruik (JNCC 2022). Een dergelijke grote flexibiliteit is voor zeekoeten recentelijk ook aangetoond (Buckingham *et al.* 2023). Daarom zal het in de toekomst een belangrijk doel moeten zijn om de effecten van habitatverlies op overleving locatiespecifiek te beoordelen, op basis van de habitatkwaliteit en het aantal vogels dat van het gebied afhankelijk is. Zolang deze kennisleemte niet verder gevuld is, zullen in de beoordelingen van offshore windparken voorzichtige aannames gehanteerd moeten worden, wat op dit moment de eerder vermelde 10% mortaliteit inhoudt.

Stapelings worst-case aannames

De aanleiding voor de voorliggende toetsing was dat de ALI-normen aangepast zijn. In het geval van de alk en de zeekoet betrof het een aanscherping van de ALI-normen vanwege de bovenbeschreven kennisleemte in de effecten van habitatverlies, en niet vanwege een slechte of matige staat van instandhouding. Daarmee worden dus niet alleen in de slachtofferberekeningen worst-case aannames gehanteerd, maar ook in de toetsing van de effecten door de strenge ALI-normen. In feite wordt hierdoor twee keer rekening gehouden met de onzekerheid in verwachte effecten. Op basis hiervan is het veilig te stellen dat de cumulatieve effecten van Nederlandse offshore windparken zeker geen significant impact zullen hebben op de alk en de zeekoet, en het is aannemelijk dat ook de beoordeling van internationale windparken tot een andere uitkomst zal leiden als de worst-case aannames beter afgestemd zijn.



Literatuur

- Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. *PLoS One* 9(9): e106366.
- Buckingham, L., F. Daunt, M.I. Bogdanova, R.W. Furness, S. Bennett, J. Duckworth, R.E. Dunn, S. Wanless, M.P. Harris, D.C. Jardine, M.A. Newell, R.M. Ward, E.D. Weston & J.A. Green, 2023. Energetic synchrony throughout the non-breeding season in common guillemots from four colonies. *Journal of Avian Biology* 2023: e03018.
- Busch, M. & S. Garthe, 2016. Approaching population thresholds in presence of uncertainty: Assessing displacement of seabirds from offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 31-42.
- Collier, M.P., R.P. Middelveld, v.B. R.S.A., F. Weiß, C.G. Irwin & R.C. Fijn, 2022. High-definition bird and marine mammal aerial survey image collection in Borssele: First-year report, Rapport 22-272. Waardenburg Ecology, Culemborg.
- Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe, 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.
- Furness, R.W., H.M. Wade & E.A. Masden, 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119: 56-66.
- JNCC, 2022. Joint SNCB Interim Displacement Advice Note. Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments. Joint Nature Conservation Committee
- van Kooten, T., F. Soudijn, I. Tulp, C. Chen, D. Benden & M. Leopold, 2019. The consequences of seabird habitat loss from offshore wind turbines. Report C063/19. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds, Rapport 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leemans, J.J., R.S.A. van Bemmelen, R.P. Middelveld, J.J. Kraal, E.L. Bravo Rebolledo, D. Beuker, K. Kuiper & A. Gyimesi, 2022. Bird fluxes, flight- and avoidance behaviour of birds in offshore wind farm Luchterduinen, Rapport 22-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leopold, M., 2018. Common Guillemots and offshore wind farms: an ecological discussion of statistical analyses conducted by Alain F. Zuur. WOZEP Birds-1. Report C093/18. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Leopold, M.F., M. Booman, M.P. Collier, N. Davaasuren, R.C. Fijn, A. Gyimesi, J. de Jong, R.H. Jongbloed, B. Jonge Poerink, J.C. Kleyheeg-Hartman, K.L. Krijgsveld, S. Lagerveld, R. Lensink, M.J.M. Poot, v.d.W. J.T. & M. Scholl, 2015. Building blocks for dealing with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. IMARES Report C166/14 IMARES, Wageningen.
- Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.
- May, R., E.A. Masden, F. Bennet & M. Perron, 2019. Considerations for upscaling individual effects of wind energy development towards population-level impacts on wildlife. *Journal of Environmental Management* 230: 84-93.



- O'Brien, S.H., A.S.C.P. Cook & R.A. Robinson, 2017. Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of Environmental Management* 201: 163-171.
- Peschko, V., M. Mercker & S. Garthe, 2020. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167: 118.
- Petersen, I.K., T.K. Kjær, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Århus, Denmark, National Environmental Research Institute, Department of Wildlife Ecology and Biodiversity.
- Potiek, A., M.P. Collier, H. Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species, Rapport 18-342. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold & M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss, Rapport 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee, KEC 3.0. Rijkswaterstaat in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Searle, K., D. Mobbs, A. Butler, M. Bogdanova, S. Freeman, S. Wanless & F. Daunt, 2014. Population consequences of displacement from proposed offshore wind energy developments for seabirds breeding at Scottish SPAs (CR/2012/03). *Marine Scotland Science*.
- Searle, K.R., A. Butler, D.C. Mobbs, M. Trinder, J. Waggitt, P. Evans & F. Daunt, 2020. Scottish Waters East Region Regional Sectoral Marine Plan Strategic Ornithology Study: final report. Centre for Ecology & Hydrology, Midlothian.
- Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Vanermen, N., E.W.M. Stienen, T. Onkelinx, W. Courtens & M. Van de Walle, 2011. Seabirds & offshore wind farms: Power and impact analyses 2010. in S. Dagraer, R. Brabant & B. Rumes (Ed.). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring*. Blz. 93-129. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. Brussel.
- Vanermen, N., T. Onkelinx, W. Courtens, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 1-11.
- van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi, 2023. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos, Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.



Voor vragen over deze notitie kunt u contact opnemen met Abel Gyimesi.



Waardenburg Ecology is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Waardenburg Ecology; opdrachtgever vr jwaart Waardenburg Ecology voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Waardenburg Ecology / Pondera Consult

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden veeelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftel jke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Waardenburg Ecology, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Waardenburg Ecology is een handelsnaam van Bureau Waardenburg BV. Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Waardenburg Ecology hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.

Waardenburg Ecology Varkensmarkt 9, 4101 CK Culemborg, 0345 512710
info@waardenburg.eco, www.waardenburg.eco



Bijlage 1 Overzicht van windparken van het nationale (A) en internationale (B) scenario

Tabel A Overzicht windparken operationeel t/m 2027 opgenomen in het nationale scenario.

Naam windpark
Borssele I
Borssele II
Borssele III
Borssele IV
Borssele V
Luchterduinen
Gemini Zee energie
Gemini Buitengaats
Hollandse Kust Zuid Holland I
Hollandse Kust Zuid Holland II
Hollandse Kust Zuid Holland III
Hollandse Kust Zuid Holland IV
Hollandse Kust Noord
IJmuiden Ver
Hollandse Kust West

Tabel B Overzicht windparken operationeel t/m 2027 opgenomen in het internationale scenario.

Naam windpark
Thornton Bank phase I
Thornton Bank phase II
Thornton Bank phase III
Belwind
Northwind
Nobelwind
Rentel
Norther
Seamade (SeaStar)
Seamade (Mermaid)
Northwester 2
Princess Elisabeth - Noordhinder Noord
Princess Elisabeth - Fairybank/Nordhinder Zuid
Horns Rev 1
Horns Rev 2



Horns Rev 3
Vesterhav Nord/Syd
Thor
Alpha Ventus
BARD Offshore 1
Trianel Windpark Borkum I
Trianel Windpark Borkum II
Global Tech I
Meerwind Süd/Ost
Nordsee One
Nordsee Ost
Riffgat
Amrumbank West
Borkum Riffgrund 1
Borkum Riffgrund 2
Borkum Riffgrund 3
DanTysk
Butendiek
Gode Wind 1 and 2
Gode Wind 3
Sandbank
Nordergründe
Veja Mate
Merkur
Deutsche Bucht
Hohe See
Albatros
Kaskasi
EnBW He Dreiht
N-3.7
N-3.8
N-7.2
N-8.4
N-3.5
N-3.6
Luchterduinen
Gemini Zee energie
Gemini Buitengaats
Borssele I
Borssele II



Borssele III
Borssele IV
Borssele V
Hollandse Kust Zuid Holland I
Hollandse Kust Zuid Holland II
Hollandse Kust Zuid Holland III
Hollandse Kust Zuid Holland IV
Hollandse Kust Noord
Hollandse Kust West
IJmuiden Ver
Scroby Sands
Kentish Flats
Kentish Flats Extension
Inner Dowsing
Lynn
Gunfleet Sands
Greater Gabbard
Sheringham Shoal
Thanet
Lincs
London Array
Teesside
Humber Gateway
Westermost Rough
Dudgeon
Race Bank
Galloper
Beatrice
Blyth Offshore Demonstrator Phase 1
Blyth Offshore Demonstrator Phase 2
Hywind Scotland Pilot Park
Aberdeen Offshore Wind Farm (EOWDC)
East Anglia ONE
Hornsea Project One
Hornsea Project Two
Hornsea Project Three
Moray East
Triton Knoll
Kincardine - Phase 2
Neart na Gaoithe



Seagreen

Seagreen 1A

Dogger Bank A

Dogger Bank B

Dogger Bank C

Sofia

East Anglia Hub - ONE North

East Anglia Hub - TWO

East Anglia Hub - THREE

Moray West

Inch Cape

Norfolk Vanguard

Norfolk Boreas
