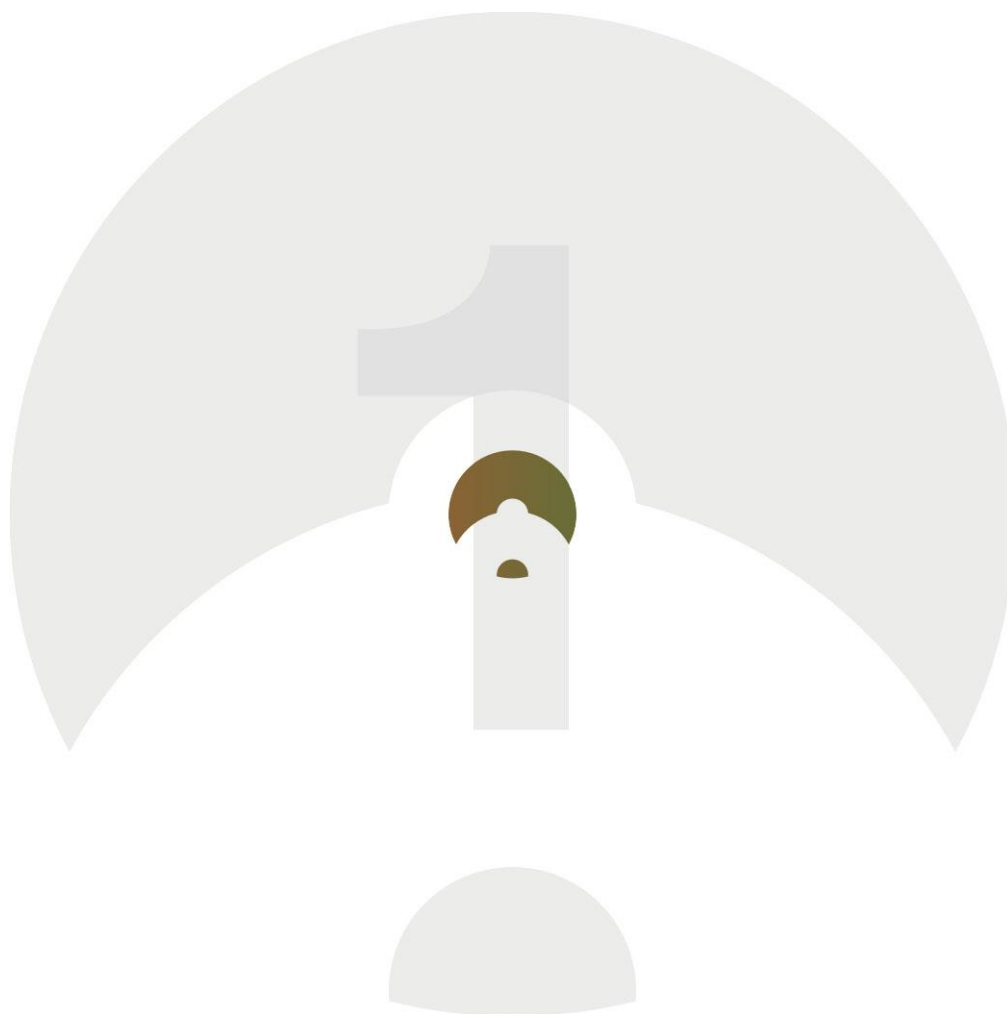


BIJLAGE 1
LITERATUURLIJST



LITERATUURLIJST

Hoofdstuk 1-4

Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas).

Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals

Agreement on the Conservation of Populations of European Bats

Agreement for the Conservation of Seals in the Wadden Sea

Desk study, Helicopter accessibility of oil & gas platforms near the offshore wind farms Hollandse Kust (zuid and noord), april 2017

ECN, 2018, Optimal wind farm power density analysis for future offshore wind farms

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

Hintzen et al, in voorbereiding.

Kader Ecologie en Cumulatie 3.0

Kamerstukken II, 2013/14, 33 450, nr. 22

Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk).

Kamerstukken II, 2015/16, 31 710, nr. 45

Kamerstukken II, 2016/17, 31 510, nr. 64

Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Beleidsnota Noordzee 2016-2021, 2015

Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2011), Integraal Beheerplan Noordzee 2015.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Nationaal Waterplan (2016-2021), NWP2, 2015

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee, partiële herziening van het NWP1, 26 september 2014 (Kamerstukken I/II, 2014/15, 33 561, A/nr. 11 (herdruk) Kamerstukken II 2013/14, 31 510, nr. 49.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Rijksstructuurvisie Windenergie op Zee aanvulling gebied Hollandse Kust, 2016

Ministerie van V&W, VROM en LNV, Beleidsnota Noordzee, 2009.

Ministerie van V&W, VROM en LNV (2009), Nationaal Waterplan 2009-2015, NWP1, 22 december.

NLR-CR-2016-266 Offshore windturbinezog en veilige helikopteroperaties

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

RvO, 2018, Geological Desk Study Hollandse Kust (west) Wind Farm Zone, WOZ2180087.

SER, Energieakkoord voor duurzame groei, 2013.

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 hydrologie

ACRB. (2013). Mogelijke morfologische effecten van het Prinses Amaliawindpark. Rapport Q214R1

Carpenter J.R. et al. (2016) Potential impacts of offshore wind farms on North Sea stratification, PloS one, 11(8): p. e0160830.

Chakrabarti, S.K. (1987) Hydronamics of offshore structures, WitPress, Billerica USA

Danish Hydraulic Institute (1999) Horns Rev Wind Power Plant, Environmental impact assessment of hydrography.

Dankers, P.J.T. (2015) Notitie slibverspreiding loswallen. Report No.: RDCHM_BE1044_N0003_902199_f02

Van Dijk (2018), 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>)

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

Deltares (2018B): Tom Roetert, Niek Bruinsma, Chris Mesdag, 2018; Seabed mobility assessment Hollandse Kust (west-alpha), report nr: 11202582-002

Floeter, J., van Beusekom, J.E.E., Auch, D., Callies, U., Carpenter, J., Dudeck, T., Eberle, S., Eckhardt, A., Gloe, D., Hänselmann, K., Hufnagl, M., Janßen, S., Lenhart, H., Möller, K.O., North, R.P., Pohlmann, T., Riethmüller, R., Schulz, S., Spreizenbarth, S., Temming, A., Walter, B., Zielinski, O., Möllmann, C. (2017). Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. Progress in Oceanography. 156, pp. 154-173.

Hoffman, C.J.C.M. en H.J. Verheij, Scour Manual, A.A. Balkema Publications
Korevaar, 1990

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

Niessen, A.C.H.M. en Schüttenhelm, R.T.L., 1986 - Oppervlaktedelfstoffen/Raw materials at or near the surface. Rijks Geologische Dienst, Haarlem, map.

Van Rijn, L., 2015. PRINCIPLES OF SEDIMENTATION AND EROSION ENGINEERING IN RIVERS, ESTUARIES AND COASTAL SEAS (update 2015). Aqua publications.

Royal Haskoning (2005) EIS, SEA and Habitat Assessment for BritNed Interconnector

Salden, R.M., 1998. Een model voor het transport van slib in de Nederlandse kustzone. Een hulpmiddel naar scenario studies naar kustuitbreidingsplannen. Rapportage van SILTMAN deelprojecten 11 & 14. OS-98.119X, RIKZ

Sediment Atlas, RIKZ (2002) Ecologische Atlas Waddenzee

Svasek (2019): S.E. Poortman, M.J.G. van den Boomgaard, 2019. Seabed mobility study update cable route Windpark Hollandse Kust (noord). report 1976/U19159/B/SPo

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

Weerst, A.H. & F.L.M. Diermanse. Golfstatistiek op relatief diep water 1979-2002. WL|Delft. Rapport Q3770, december 2004

Wijnberg, K.M. (1995) Morphological behaviour of a barred coast over a period of decades. Ph. D. thesis Utrecht University.

Hoofdstuk 6 Vogels (zie ook de literatuurlijst die bij bijlage 4 hoort)

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.

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-Revue Canadienne De Zoologie* 85(3): 381-387.

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: R695-696.

Baerwald E.F., Edworthy J., Holder M., and Barclay R.M.R. 2009. A large scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *J. Wildlife Management* 73: 1077-1081.

Bat Conservation Trust 2017. http://www.bats.org.uk/pages/nathusius_pipistrelle_project.html .

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.

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.

Boonman, M. 2018. Mitigerende maatregelen voor vleermuizen in offshore windparken. Evaluatie en verbetering van stilstandvoorziening. Bureau Waardenburg Rapportnr. 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.

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.
- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A.N., Caldow, R.W.G., Hume, D. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. PLoS ONE 9(9): e106366. doi:10.1371/journal.pone.0106366
- Bruynzeel, 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, 38 p.
- 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. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. *Ardea* 100: 113-122.
- 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.
- Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90: 1330–1340.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.
- 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.
- 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_fm aus.xls.

- 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. Hüppop & S. Garthe. 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, Seevögel, Zeitschr, Verein Jordsand, Hamburg. 23: 83-95.
- 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.
- 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. Rapportnr. 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. Rapportnr. 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A. & R. Lensink, 2012. Non-breeding adults or 'floaters' in bird populations. Rapport 11-200. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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., 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.L. Leemans, 2018. Adding OWEZ and PAWP to the KEC 3.0 calculations. MEMORANDUM, 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. Rapportnr. 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Gyimesi, A., E.L. Bravo Rebolledo, J.C. Kleyheeg-Hartman, J.W. de Jong, M. Teunis, K. Didderen, 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. Culemborg, Bureau Waardenburg.

Haan, D. de, 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.

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 (MEPNSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imeres Wageningen UR.

Heinänen, S. & H. Skov, 2018. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological Monitoring of Seabirds T3 (Final) Report. ENECO.

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 - TNO 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. doi: 10.1111/1365-2664.12191

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 & 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

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.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.

Lagerveld S., B. Jonge Poerink, & H. Verdaat 2014a. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.

Lagerveld S., B. Jonge Poerink, R. Haselager & H. Verdaat 2014b. Bats in Dutch offshore wind farms in autumn 2012. *Lutra* 57 (2): 61-69.

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., Janssen, R., Manshanden, J., Haarsma, A-J., de Vries, S., Brabant R., & Scholl, M. 2017a. Telemetry for migratory bats – a feasibility study; Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report C011/17.

Lagerveld, S., H.J.G.A. Limpens, M.J. Schillemans & M. Scholl 2017b. Bat 1: Estimate of bat populations at the southern North Sea. Supporting note to ZDV report no. 2016.031 Migrating bats at the southern North Sea. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report no. C014.17/Dutch Mammal Society report no. 2017.08. 14 pp.

Lagerveld S., D. Gerla, J.T. van der Wal, P. de Vries, R. Brabant, E. Stienen, K. Deneudt, J. Manshanden & M. Scholl, 2017c. Spatial and temporal occurrence of bats in the southern North Sea area. Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C090/17; 52 p.

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.

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.

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.

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., E.M. Dijkman, L. Teal & the OWEZ-team 2010. Local birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ). NoordzeeWind rapport OWEZ_R_221_T1_20100731_local_birds. Imares / NoordzeeWind, Wageningen / IJmuiden.

Leopold, M.F., R. van Bemmelen, A. Zuur. 2012. 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., 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.

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. 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., 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. 2015. 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 number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.

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. 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 doi: 10.1088/1748-9326/6/3/035101.

LWVT/SOVON 2002. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.

Macleane, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
Marquenie, J., van der Laar, F., Poot, H. 2009. Groen Licht voor Vogels. De Levende Natuur 110(6): 290-291.

Marquenie, J., van der Laar, F., Poot, H. 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., and 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. Mar Pollut Bull 60(7): 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.

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.

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. Abstracts 69.

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.

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. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02181.x.

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., 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., 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.

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.*

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.

Rodgers, J. A. and Schwikert, S. T. (2002) Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conserv. Biol.* 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(1): 139-147.

Scharringa, C.J.G., W. Ruitenbeek & P.J. Zomerdijk, 2010. Atlas van de Noord-Hollandse broedvogels 2005-2009. Samenwerkende Vogelwerkgroepen Noord-Holland (SVN) / Landschap Noord-Holland.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. and Garthe, S. (2011) Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecol. Appl.* 21: 1851–1860.

Skov, H., S. Heinänen & M. Lazcny, 2015a. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds TConstr report. ENECO

Skov, H., S. Heinänen, L. Nyborg & M. Lazcny, 2015b. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T0 report. ENECO

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., Jones, P.H., Dixon, T.J. & Blake, B.F. 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101, 567-577.

Thorpe, A. 2005. Recent Reports May to September 2005. The Fulmar, *Bulletin of the North Sea Bird Club* 109: 6.

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 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.

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 van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.755887). INBO, 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* doi: 10.1007/s10750-014-2088-x.

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 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 wind parken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030 (No. C059/18). Wageningen Marine Research.

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.

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(5): 597-609.

<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012>

Hoofdstuk 7 Onderwaterleven (zie ook de literatuurlijst die bij bijlage 5 hoort)

- Ainslie, M.A. (2010). Principles of sonar performance modeling. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 707.
- 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.
- ACRB, 2013. Mogelijke morfologische effecten van het Prinses Amaliawindpark. Rapport in opdracht van Prinses Amaliawindpark. ACRB.
- 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.
- 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.
- 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.

Bos O.G., R. Witbaard, M. Lavaleye, G. van Moorsel, L.R. Teal, R. van Hal, T. van der Hammen, R. ter Hofstede, R. van Bemmelen, R.H. Witte, S. Geelhoed & E.M. Dijkman, 2011. Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf. IMARES Wageningen UR. Report number C071/11.

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>

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 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-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.M.J.M., M. Scheidat, G.M. Aarts, J.S.M. Cremer & O.G. Bos, 2008. Distribution of marine mammals in the North Sea for the generic appropriate assessment of future offshore wind parks. IMARES report C046/08.

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.

- 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.
- Carpenter, J.R., Merkelbach 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 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.

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., 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.

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, 11,837–11,846. <https://doi.org/10.1029/2018GL079858>.

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., 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.

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.*

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.*

E-Connection project bv, (2008) Milieueffectrapport Offshore Windpark Q4-WP. Bunnik, oktober 2008.

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).

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.

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.

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).*

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, 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.

Grontmij, 2008. Offshore Windpark Q10. Documentnummer 13/99088008/CvD.

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.

Haelters J. & C.J. Camphuysen 2009. The Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena* L.) in the southern North Sea: Abundance, threats, research- and management proposals. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), department Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM) & Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ) Project financed by IFAW (International Fund for Animal Welfare) - IFAW Internationaler Tierschutz-Fonds GmbH, IFAW, Brussels.

Haelters, J., Kerckhof, F., Jauniaux, T. & Degraer, S. (2012b). The Grey Seal (*Halichoerus grypus*) as a Predator of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Aquatic Mammals* 38(4): 343-353.

Haelters, J., Van Roy, W., Vigin, L. & Degraer, S., 2012. The effect of pile driving on harbour porpoises in Belgian waters. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: heading for an understanding of environmental impacts*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Department MUMM, Chapter 9: 127-143.

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

Holtmann, S.E., A. Groenewold, K.H.M. Schrader, J. Asjes, J.A. Craeymeersch, G.C.A. Duineveld, A.J. van Bostelen en J. van der Meer, 1996. Atlas of the zoobenthos of the Dutch Continental Shelf, Ministry of transport, Public Works and Water Management, North Sea Directorate, Rijswijk, pp 244.

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.

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. Institute of Estuarine & Coastal Studies (IECS) The University of Hull. Reference No: ZBB607.2-F-2004.

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>

Jaspers Fajfer, M. & P. van Dam, 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.

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, 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

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

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.

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.

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.) (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. 287 pp.

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.

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., 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
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.

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(7), pp.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.

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., Sigray, 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.

Platteeuw M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden, 1994. Zeetrektingen in Nederland in de jaren tachtig. *Sula* 8(1/2, special issue): 1-203.

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. *Energie nieuws* 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.

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., Revill, 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., Bruintjes, 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.
- Slavik, K., Lemmen C., Zhang W., Kerimoglu O., Klingbeil K., Wirtz K.W. 2017. The large scale impact of o_shore windfarm structures on pelagic primary production in the southern North Sea. *arXiv preprint arXiv:1709.02386*
- Snoek, R., R de Swart, K. Dideren, 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., 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.

Troost, K., Perdon, K., Van Zwol, J., Jol, J. & Van Asch M., 2017. Schelpdierenbestanden in de Nederlandse kustzone in 2017. CVO rapport: 17.014.

Van Damme, C.J.G., Hoek, R., Beare, D., Bolle, L.J.,^[SEP] 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 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(12), p.e0208338.
- van Dijk, T.A., van Dalssen, 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.
- 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.
- Van Moorsel, G.W.N.M., 2003. Ecologie van de Klaverbank, Biota Survey 2002. Ecosub, Doorn, 154p.
- Van Scheppingen Y. & A. Groenewold, 1990. De ruimtelijke verspreiding van het benthos in de

zuidelijke Noordzee. De Nederlandse kustzone overzicht 1988-1989. Rijkswaterstaat Directie Noordzee/Dienst getijdenwateren. MILZON-BENTHOS rapport 90-03.

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 *et al.* 2014

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.

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(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.

Witbaard, R. & P. Kamermans, 2009. De bruikbaarheid van de klepstandmonitor op *Ensis directus* ten behoeve van de monitoring van aan zand winning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10. NIOZ, Texel.

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

Hoofdstuk 8 Scheepvaartveiligheid

Barentse, J. Nadere toelichting: Gevolgen van aanvaringen door de windturbine-installatie. Jacobs Comprimo Nederland, juli 2000.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Beleidsnota Noordzee 2016-2021, 2015

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

Koldenhof, Y. & C. van der Tak. Risico vervoer (milieu)gevaarlijke stoffen op zee. MARIN, 19287.630/4, juli 2004.

Koldenhof, Y. & Kaufmman, K. Effecten op Scheepvaartveiligheid voor Windenergiegebied Hollandse Kust (west). MARIN, 31909-1-MSCN, 12 Juli 2019.

Rijkswaterstaat, Memo: Advies extra inpassingsmaatregelen scheepvaart voor de Routekaart windenergie op zee 2030 benodigd bovenop bestaand beleid en beheer, 17 mei 2019

Verdrag inzake de Internationale Bepalingen ter voorkoming van aanvaringen op zee (COLREGs). Londen, 1972.

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 en VI Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), bijlage 10 – Zichtbaarheidsanalyse

Pondera Consult, 2018, MER Kavel V en VI Windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (2018), 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.

Decisio, 2016, Regionale effecten windmolenparken op zee, Maatschappelijke effecten en analyse regionaal economische impact

Ecorys, 2019, Kansen, risico's en kosten voor de visserij bij toestaan sleepnetvisserij in windenergiegebieden Eindrapportage, Rotterdam.

European Parliament, 2019, Conservation of fishery resources and protection of marine ecosystems through technical measures, Strasbourg, 16 April 2019

Green Giraffe, 2019, LCOE impact of seabed fishing in OWFs, 22 July 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.

IALA, Recommendation O-139 – The Marking of Man-made Offshore Structures December 2008.

Ministerie van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, 2019, Ontwerp Nationale Omgevingsvisie. Geraadpleegd via <https://www.denationaleomgevingsvisie.nl/actueel/artikelen+en+blogs/1381493.aspx>

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2015, Uitwerking besluit doorvaart en medegebruik van windparken op zee in het kader van Nationaal Waterplan 2016 – 2021, december 2015

Mosselzaadinvanginstallaties. Geraadpleegd via <https://pdokviewer.pdok.nl/#> op 6 mei 2019.

NLOG, 2019. Geraadpleegd via <https://www.nlog.nl/kaart-boringen>, update april 2019

Noordezeeloket, 2018 Indicatieve routes recreatievaart Noordzee.

Radio Holland, Onderzoek naar radarverstoring door Prinses Amaliawindpark en Offshore Windpark Egmond aan Zee, Resultaten van de veldexperimenten in 2010 bij kalme zee, 2012

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.

Periplus Archeomare, 2018 Archaeological Desk Study Hollandse Kust (west) Wind Farm Zone, december 2018

Periplus Archeomare, 2019, Hollandse Kust (west) - An archeological assessment of geophysical survey results, juli 2019

Primo Marine, 2019, TRA-1 Consequences of possible sea-bed fishery in future offshore wind farms, 27 July 2019.

PwC, 2018, De economische bijdrage van windenergie op zee, Rapport voor het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat. PricewaterhouseCoopers.

REASeuro, 2018, UXO desk study: site data Hollandse Kust (west) wind farm zone.

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.

Stichting de Noordzee, 2018, Gebiedsbescherming op de Nederlandse Noordzee – De stand van zaken in relatie tot de visserij, Januari 2018.

To70, 2017, Helicopter accessibility of oil & gas platforms near the offshore wind farms Hollandse Kust Zuid and Hollandse Kust Noord, The Hague.

To70, 2018, Helicopter accessibility 'Hollandse Kust (west)', 'IJmuiden Ver' and 'Ten noorden van de Waddeneilanden' Results.

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>.

Wageningen Marine Research, 2017, Memo Pilot Mosselteelt op de Noordzee, 12 juni 2017

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, 2010, Vangst visserij per km² in de omgeving van windenergiegebied Hollandse Kust (west) (peildatum 2007) Bron: LEI, Wageningen UR 2010

WUR, 2019, Geschiktheid zeewindparken voor maricultuur en passieve visserij - Een kwalitatieve beoordeling van geschiktheid van windparklocaties voor voedselproductie, Lianne van den Bogaart; Marnix Poelman, juni 2019, WuR

Wageningen University, 2018,
<http://www.agrimatie.nl/PublicatiePage.aspx?subpubID=2526&themaID=2286&indicatorID=2880§orID=2860>, bron geraadpleegd in april 2019.

Hoofdstuk 11 Elektriciteitsopbrengst

Centraal Bureau voor de Statistiek, 2016. Hernieuwbare energie in Nederland 2015. Den Haag/Heerlen, 2016.

CBS, 2018a, Rendementen en CO2 emissie elektriciteitsproductie 2016. URL: www.cbs.nl/nl-nl/achtergrond/2018/04/rendementen-en-co2-emissie-elektriciteitsproductie-2016

CBS, 2018b, Emissies van luchtverontreinigde stoffen volgens NEC richtlijnen

CBS, 2018c, Hernieuwbare energie in Nederland 2017, 2018

Chaouki Ghenai, 2012, Life Cycle Analysis of Wind Turbine, Sustainable Development - Energy, Engineering and Technologies - Manufacturing and Environment, Prof. Chaouki Ghenai (Ed.), ISBN: 978-953-51-0165-9, InTech, Available from:
<http://www.intechopen.com/books/sustainable-development-energy-engineering-andtechnologies-manufacturing-and-environment/life-cycle-analysis-of-wind-turbine>

Das Grüne Emissionshaus, augustus 2003

Karl R. Haapala and Preedanood Prempreeda, 2014, Comparative life cycle assessment of 2.0 MW wind Turbines. In: Int. J. Sustainable Manufacturing, Vol. 3, No. 2, 2014,

<http://www.energy.siemens.com/hq/en/renewable-energy/wind-power/epd.htm>

http://www.noordzeewind.nl/wp-content/uploads/2012/02/OWEZ_R_000_20101112_Operations_2009.pdf

<http://www.prinsesamaliawindpark.eu/nl/windpark.asp>

<https://www.eneco.nl/over-ons/projecten/windpark-luchterduinen/>

Hoofdstuk 12 Afweging

-

BIJLAGE 2

Voornemen



2 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	Minimaal 10 MW*
Tiphoogte individuele windturbines	189 – 304 meter**
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	164 – 279 meter**
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 600 meter
Aantal bladen per windturbine	2,3, multirotor**
Type funderingen (substructures)	Monopile, multipile, tripod, gravity based structure
Type fundering (foundation)	Paalfunderingen, suction buckets, gravity based structures
Aanlegwijze paalfunderingen	Intrillen, heien, boren, suction
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	168 dB re 1 mPa2s op 750 meter
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 6 tot 12 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 6 palen van 1 - 4 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot maximaal 40 x 40 meter
Suction Bucket	Diameter bucket: n.t.b.
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 of 3 meter diepte ¹

* = dat betekent met een maximum van 760 MW maximaal 76 turbines.

**Multirotor-turbines mogen hier van afwijken. De toepassing van deze innovatieve turbines vereist maatwerk in het MER.

¹ Hierbij kunnen twee varianten worden onderzocht: ingraven op één meter diepte en op drie meter diepte.

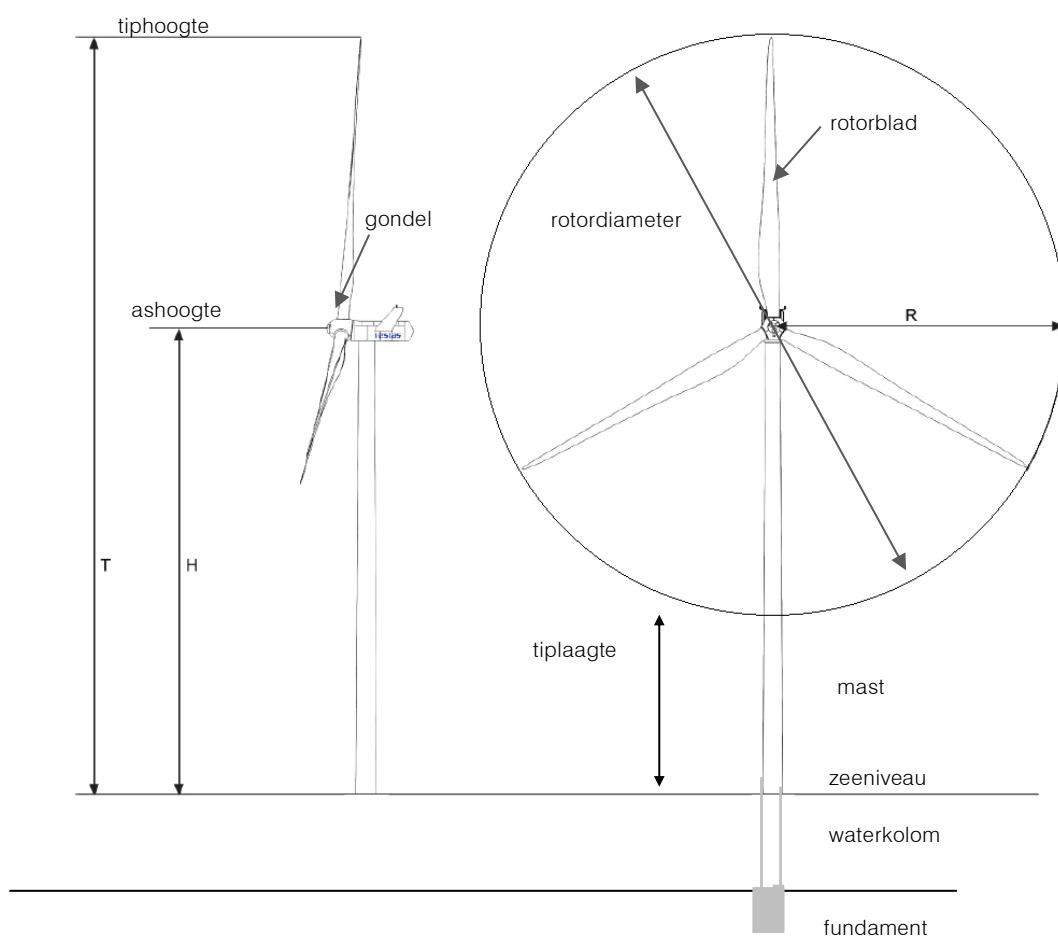
2.1 Individuele turbines

Het voornemen bestaat uit turbines met een vermogen van 10 tot en met 16 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).



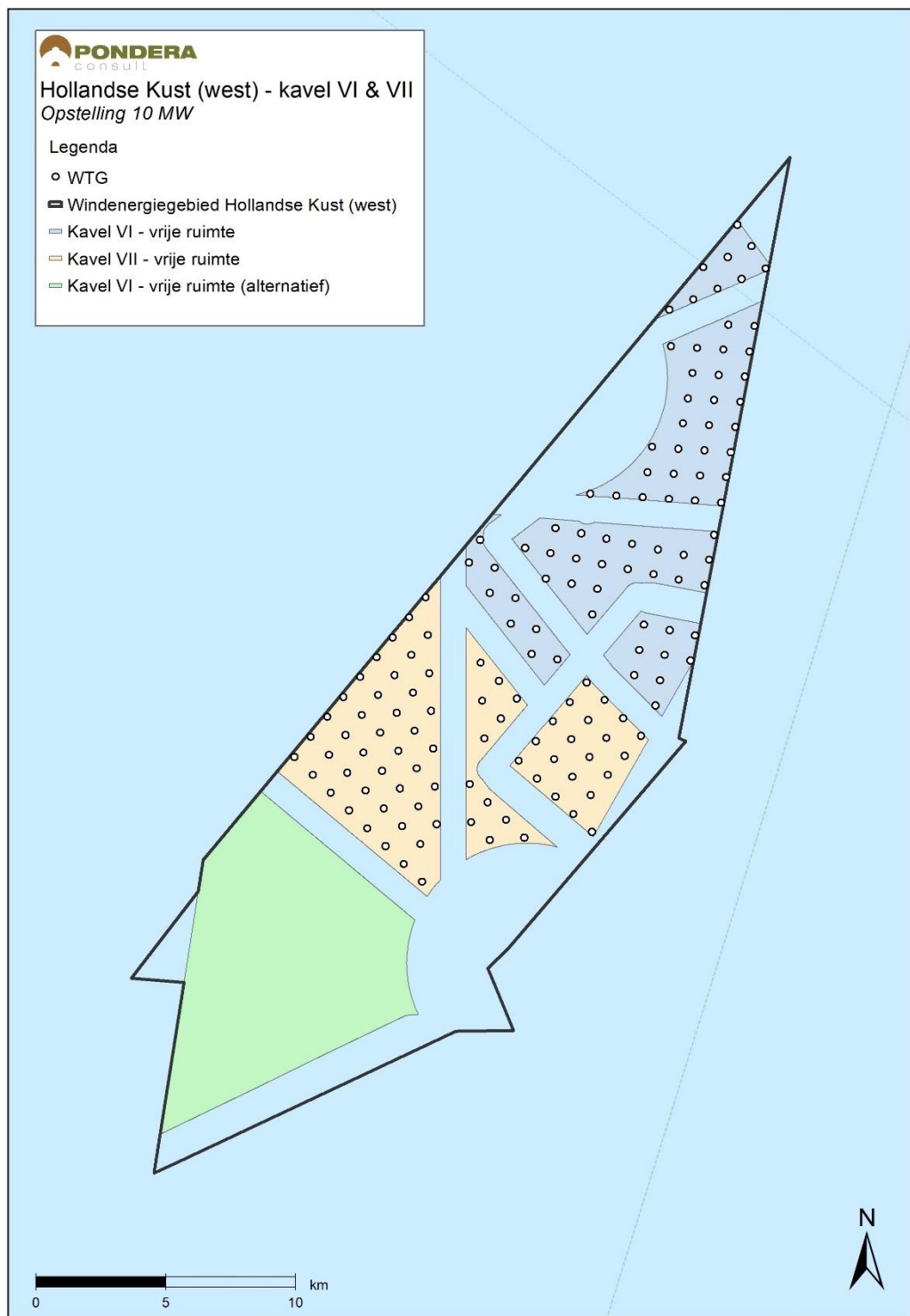
De afmetingen van de te onderzoeken turbines zijn in tabel 2.1 samengevat. Het gaat om minimale en maximale afmetingen en betreffen dan ook een bandbreedte.

2.2 Turbineopstellingen

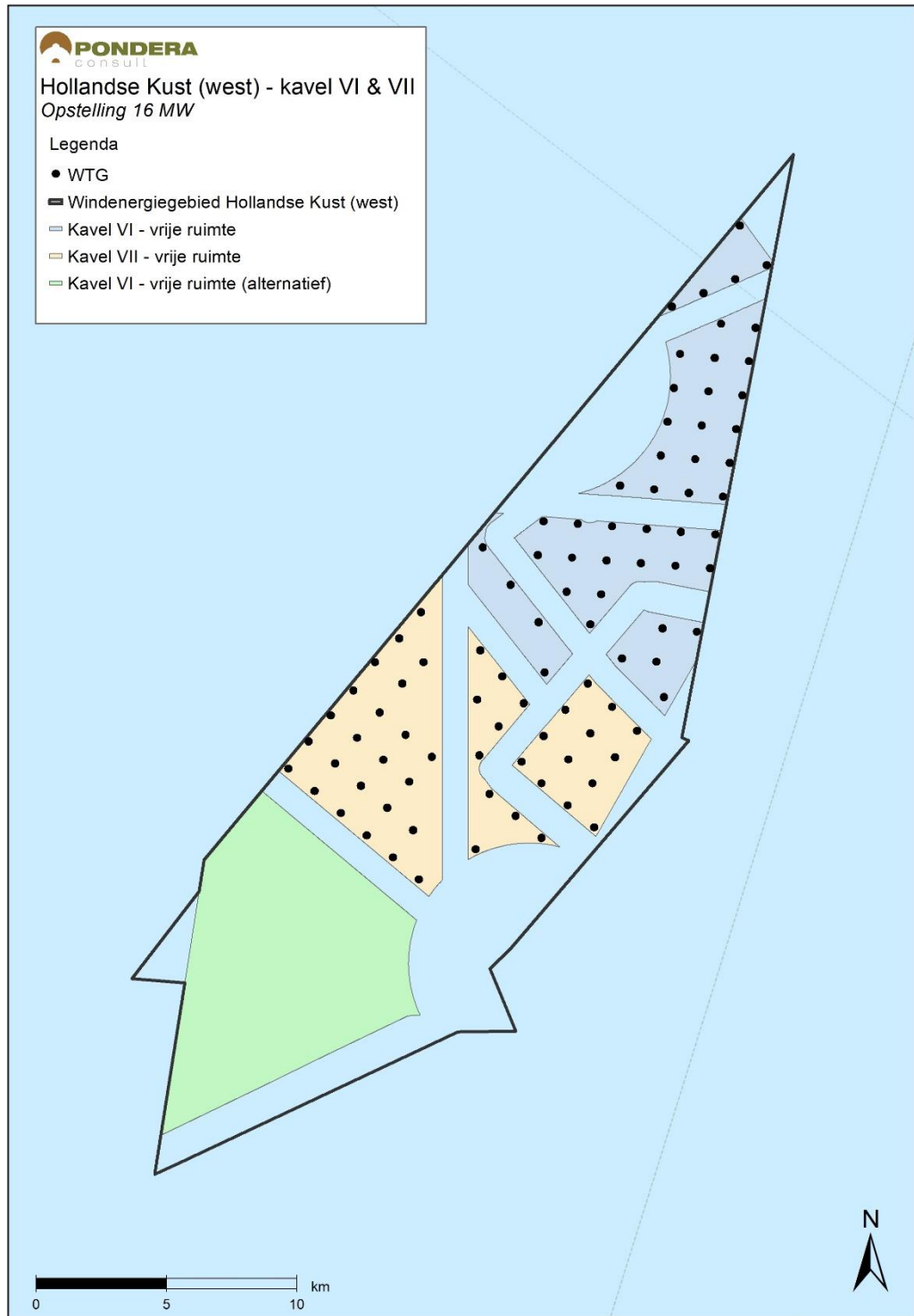
Voor een aantal effecthoofdstukken is het relevant om concrete opstellingen van windturbines te bepalen, alvorens de effecten te kunnen beschrijven. Dit geldt bijvoorbeeld voor het hoofdstuk voor scheepvaartveiligheid. Er wordt een opstelling onderscheiden met 76 turbines van 10 MW en een opstelling van 47 turbines van 16 MW per kavel. Het uitgangspunt is namelijk 760 MW per kavel en deel je 760 door 10 of 16 MW, dan resulteert dat in een aantal turbines. Ten behoeve van het MER zijn opstellingen bepaald waarbij primair is uitgegaan van een gelijkmatige verdeling van turbines over de kavel. In de volgende figuren zijn de opstellingen weergegeven. Niet-gelijkmatige opstellingen zijn vanwege het negatieve effect op de elektriciteitsopbrengst (windturbines staan dan soms dichterbij elkaar) en belasting op de turbines (windaanbod is minder constant) minder wenselijk en hebben geen grote milieuvoordelen. Derhalve zijn niet-gelijkmatige opstellingen verder niet beschouwd.

Voor kavel VI geldt dat er naast een voorkeursligging in het noorden van het windenergiegebied ook een alternatieve locatie van kavel VI wordt onderzocht. Dit alternatief voor de noordelijke ligging van kavel VI ligt in het zuiden van het windenergiegebied.

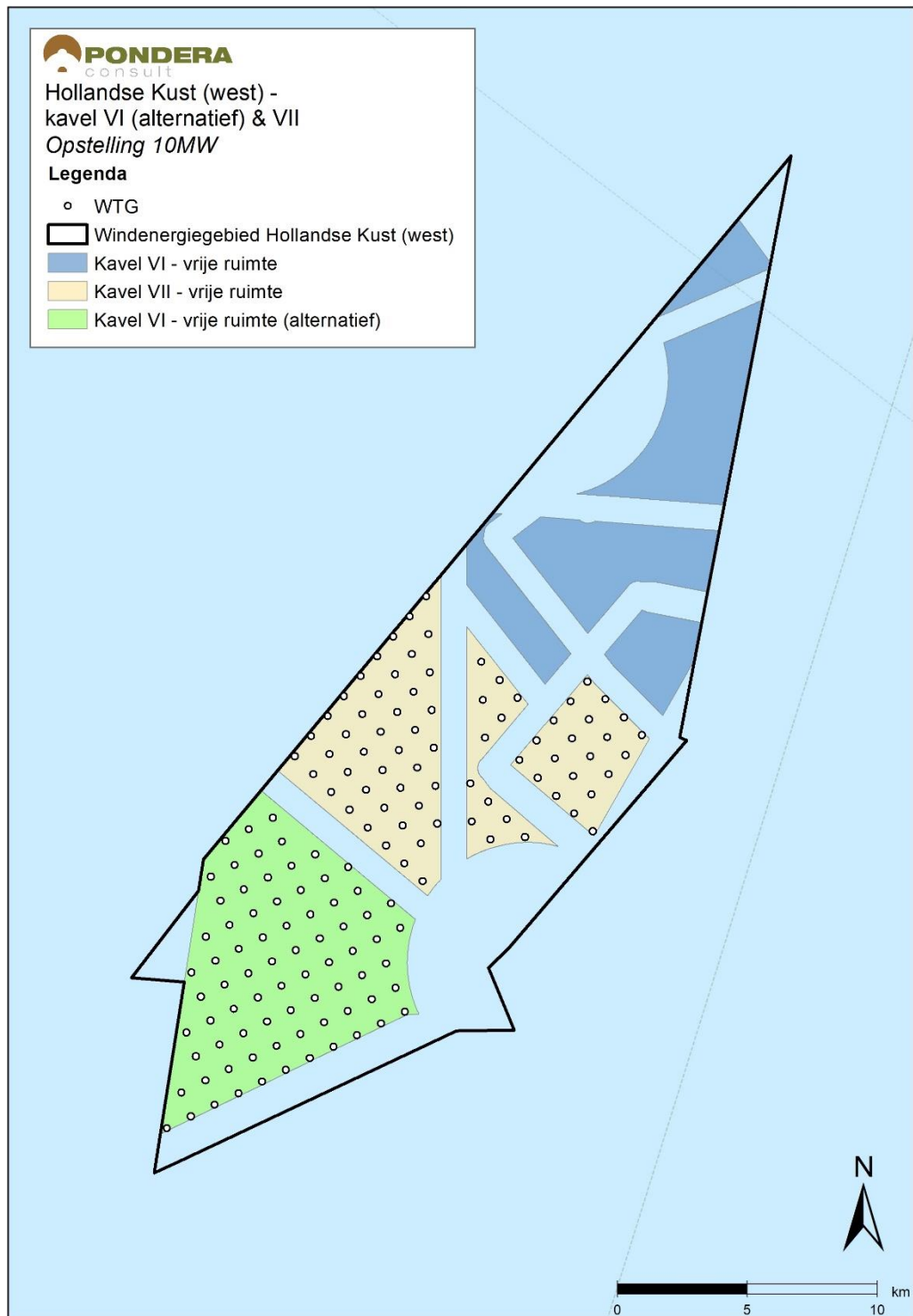
Figuur 2.2 Opstelling met 76 turbines van 10 MW in kavel VI (voorkeursligging) en in kavel VII



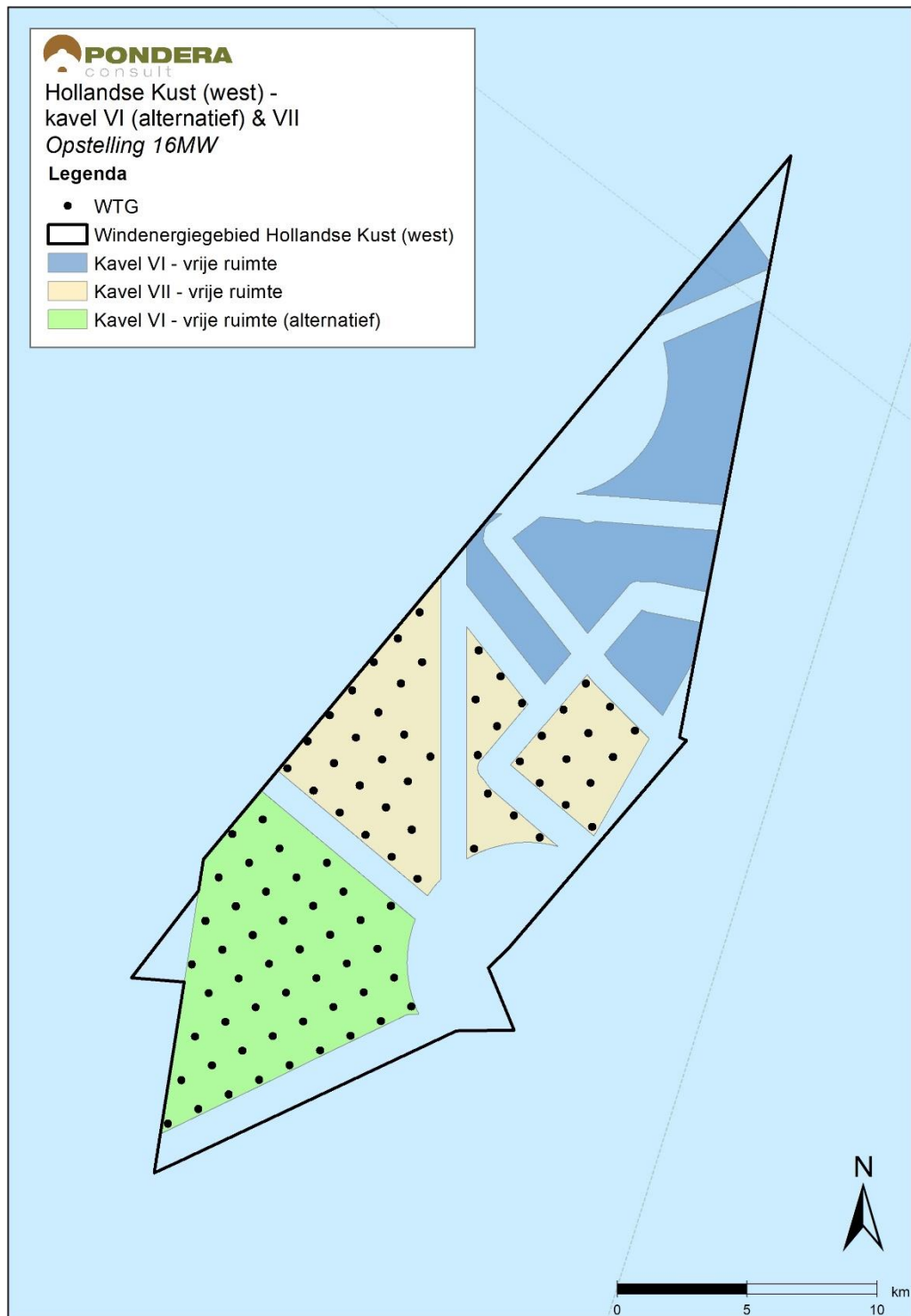
Figuur 2.3 Opstelling met 47 turbines van 16 MW in kavel VI (voorkeursligging) en in kavel VII



Figuur 2.4 Opstelling met 76 turbines van 10 MW in kavel VI (alternatieve ligging) én in kavel VII



Figuur 2.5 Opstelling met 47 turbines van 10 MW in kavel VI (alternatieve ligging) én in kavel VII

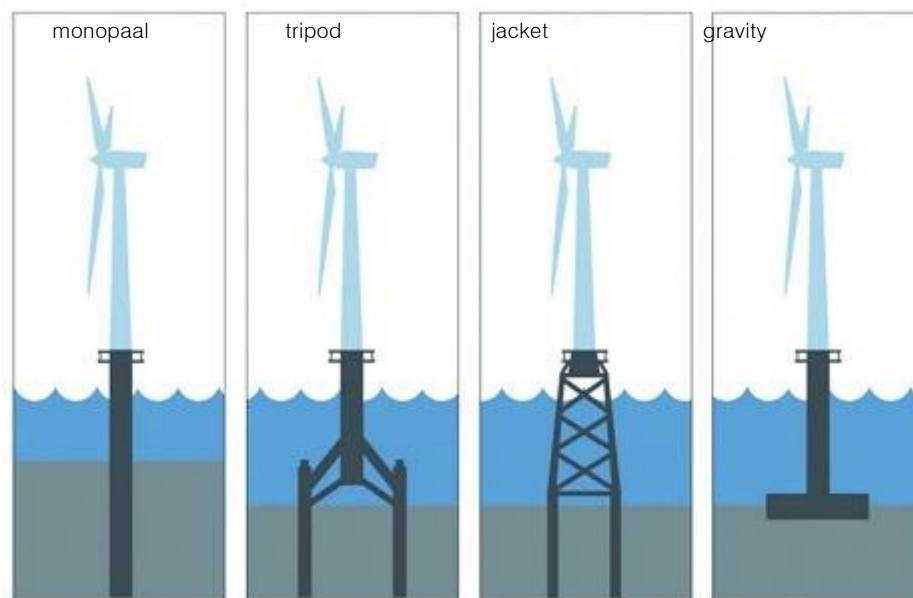


2.3 Type funderingen

De volgende type funderingen kunnen gebruikt worden voor de te plaatsen turbines (zie figuur 2.6, 2.7 en 2.8):

- Monopaal;
- Tripile;
- Tripod;
- Jacket;
- Gravity based;
- Suction bucket.

Figuur 2.6 Type funderingen². Suction bucket en tripile worden later verbeeld.



De diepte van de funderingen is afhankelijk van onder meer het turbintype, de waterdiepte en de bodemgesteldheid. Bij de monopaal, tripile, tripod en jacket ligt de diepte van de funderingen tussen de 30 en 50 meter.

2.3.1 Monopaal

Dit fundatietype is over het algemeen geschikt voor ondiep water tot middelgrote waterdiepten (tot ongeveer 40 meter diepte). Het bestaat uit één enkele stalen paal die met een hydraulische hamer in de grond wordt gedreven. 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.

2.3.2 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

² <http://www.theengineer.co.uk/in-depth/the-big-story/wind-energy-gets-serial/1012449.article>

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.

2.3.3 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.

2.3.4 Tripile

De tripile is vergelijkbaar met de tripod, met het verschil dat de constructie van de 3 fundatiepalen zich boven water bevindt.

Figuur 2.7 Voorbeeld van een tripile fundatie³.



2.3.5 Gravity Based

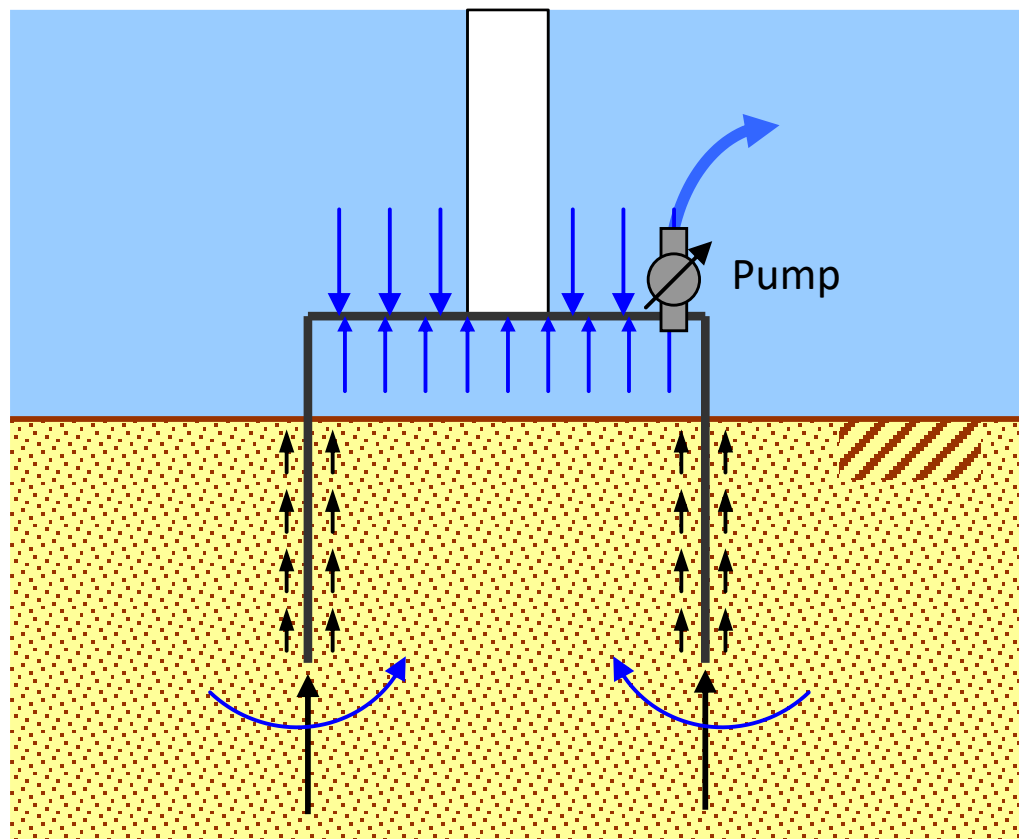
Dit fundatietype is geschikt voor plaatsen met een stabiel zeebed en vaste grondmaterialen. De fundatie heeft een basis van beton of van een staalconstructie die met stenen, zand of water wordt gevuld. Voorafgaand aan de plaatsing van de basis op de zeebodem kan een laag van rotsen/stenen worden aangebracht, 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.

³ <http://www.bard-offshore.de/en/projects/nearshore/hooksiel.html>

2.3.6 Suction bucket

Een suction bucket is een cilindrische constructie waarvan de bovenkant is afgesloten (omgekeerde emmer, zie figuur 2.8). 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.

Figuur 2.8 Suction bucket⁴.



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 kavel VI en kavel VII liggen drijvende turbines minder voor de hand.

2.4 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;

⁴ Aanvraag wijzigingsvergunning windpark Q10/Luchterduinen, Pondera Consult, 29 februari 2012

- Suction.

2.4.1 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 palen met grote diameter kunnen in plaats van één groot trilapparaat enkele kleinere apparaten gezamenlijk worden toegepast. Trillen is een gebruikelijke methode om damwanden te installeren in een stedelijke omgeving.

2.4.2 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.

2.4.3 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.

2.4.4 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.

2.5 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. Onderzocht wordt of deze op 1 of 3 meter onder zeebedniveau worden ingegraven.

BIJLAGE 3

**COÖRDINATEN KAVEL VI EN KAVEL VII HOLLANDSE
KUST (WEST) TEN BEHOEVE VAN DE
EFFECTBEOORDELING**



De hoekpunten van kavel VI, het verkavelingsalternatief voor kavel VI en kavel VII in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn weergegeven in de volgende tabellen (conform coördinatenstelsel ETRS 1989 UTM Zone N31). In werkelijkheid zijn er namelijk veel meer hoekpunten, aangezien er bij diverse kabels gekromde grenzen (bochten) zijn en er oneindig veel hoekpunten zouden zijn. Ook zijn de coördinaten weergegeven van een voorbeeldopstelling met 10 MW turbines in elke kavel en van 16 MW turbines in elke kavel. Vanwege de presenteerbaarheid zijn alleen de bepalende hoekpunten gepresenteerd.

KAVEL VI

Hoekpunten kavel VI Hollandse Kust (west)		
Punt	X	Y
1	559.543	5.849.473
2	555.154	5.847.575
3	556.717	5.849.448
4	558.354	5.851.409
5	559.589	5.849.713
6	557.807	5.840.378
7	552.140	5.840.819
8	553.238	5.841.244
9	554.231	5.841.967
10	554.978	5.842.893
11	555.470	5.843.996
12	555.660	5.845.188
13	555.535	5.846.389
14	555.472	5.846.623
15	559.318	5.848.292
16	549.249	5.840.039
17	548.853	5.839.740
18	548.717	5.839.635
19	548.604	5.839.449
20	548.575	5.839.268
21	548.544	5.839.125
22	548.569	5.838.931
23	548.627	5.838.814
24	551.903	5.834.654
25	550.915	5.833.485
26	547.907	5.837.302
27	547.907	5.838.619
28	547.907	5.838.894
29	548.891	5.840.073
30	557.619	5.839.390

Hoekpunten kavel VI Hollandse Kust (west)		
Punt	X	Y
31	557.169	5.837.036
32	555.061	5.837.438
33	554.646	5.837.411
34	554.450	5.837.436
35	554.260	5.837.382
36	554.105	5.837.260
37	552.561	5.835.433
38	549.668	5.839.105
39	550.743	5.839.922
40	552.229	5.839.808
41	552.390	5.839.711
42	552.582	5.839.679
43	552.841	5.839.760
44	556.944	5.835.857
45	556.781	5.835.001
46	556.674	5.834.439
47	556.094	5.833.422
48	555.441	5.832.279
49	553.522	5.834.219
50	553.194	5.834.633
51	554.638	5.836.341
52	554.810	5.836.264

Coördinaten turbines alternatief met 76 x 10 MW kavel Hollandse Kust (west) kavel VI		
Punt	X	Y
1	555189	5832687
2	558356	5851237
3	555372	5833658
4	554382	5833862
5	551413	5834475
6	550423	5834680
7	556544	5834424
8	555554	5834628
9	554565	5834832
10	550606	5835650
11	549617	5835855
12	548433	5839081
13	556727	5835395
14	555737	5835599
15	554747	5835803
16	552768	5836211
17	549799	5836825
18	548810	5837030
19	552951	5837181
20	551961	5837386
21	550972	5837591
22	548993	5838000
23	548003	5838206
24	557093	5837336
25	556103	5837539
26	555113	5837743
27	554123	5837947
28	553134	5838152
29	552144	5838356
30	551154	5838561
31	550165	5838766
32	557275	5838306
33	556286	5838510
34	555296	5838714
35	554306	5838918
36	553316	5839122
37	552327	5839326
38	551337	5839531
39	557458	5839277
40	558898	5850398

Coördinaten turbines alternatief met 76 x 10 MW kavel Hollandse Kust (west) kavel VI		
Punt	X	Y
41	557973	5849992
42	557047	5849587
43	559447	5849546
44	558517	5849149
45	557588	5848752
46	556659	5848355
47	555730	5847958
48	557733	5840520
49	556724	5840587
50	555716	5840654
51	554708	5840722
52	553700	5840790
53	552691	5840858
54	557915	5841490
55	556907	5841558
56	555899	5841625
57	554890	5841693
58	558098	5842461
59	557090	5842528
60	556081	5842595
61	555073	5842663
62	558280	5843432
63	557272	5843499
64	556264	5843566
65	558463	5844402
66	557455	5844469
67	556446	5844536
68	558646	5845373
69	557637	5845440
70	556629	5845507
71	558828	5846343
72	557820	5846410
73	556812	5846477
74	555803	5846545
75	559011	5847314
76	558002	5847381

Coördinaten turbines alternatief met 47 x 16 MW kavel VI Hollandse Kust (west), kavel VI		
Punt	X	Y
1	555418	5832984

Coördinaten turbines alternatief met 47 x 16 MW kavel VI Hollandse Kust (west), kavel VI		
Punt	X	Y
2	550836	5833940
3	555114	5834331
4	553797	5834473
5	550605	5835862
6	556681	5835489
7	555364	5835630
8	552591	5835772
9	549538	5837302
10	553002	5836932
11	551681	5837034
12	548471	5838743
13	557175	5837934
14	555854	5838035
15	554533	5838136
16	553213	5838237
17	551892	5838339
18	550571	5838441
19	557680	5840684
20	556363	5840825
21	555046	5840965
22	553729	5841106
23	557930	5841983
24	556613	5842123
25	555296	5842264
26	558180	5843281
27	556863	5843422
28	555546	5843562
29	558430	5844580
30	557113	5844720
31	555795	5844861
32	558680	5845879
33	557363	5846019
34	556045	5846159
35	558930	5847178
36	557612	5847318
37	559360	5849570
38	558146	5849041
39	556931	5848512
40	555716	5847983
41	557389	5839233

Coördinaten turbines alternatief met 47 x 16 MW kavel VI Hollandse Kust (west), kavel VI

Punt	X	Y
42	556068	5839334
43	554748	5839434
44	553427	5839536
45	552106	5839637
46	550785	5839739
47	558315	5851100

VERKAVELINGSALTERNATIEF KAVEL VI**Hoekpunten verkavelingsalternatief kavel VI Hollandse Kust (west)**

Punt	X	Y
1	546.054	5.820.781
2	545.644	5.820.743
3	545.471	5.820.695
4	536.107	5.816.157
5	537.761	5.826.739
6	545.921	5.824.420
7	545.642	5.823.287
8	545.659	5.822.094
9	539.971	5.829.387

Coördinaten turbines alternatief met 76 x 10 MW kavel Hollandse Kust (west), verkavelingsalternatief

Punt	X	Y
1	536363	5816384
2	537278	5816831
3	536918	5817762
4	538193	5817279
5	537833	5818210
6	537473	5819141
7	537112	5820072
8	539108	5817727
9	538748	5818658
10	538388	5819589
11	538027	5820520
12	537667	5821451
13	537306	5822382
14	540024	5818175
15	539663	5819105
16	539302	5820036

Coördinaten turbines alternatief met 76 x 10 MW kavel Hollandse Kust (west), verkavelingsalternatief		
Punt	X	Y
17	538942	5820967
18	538581	5821898
19	538221	5822829
20	537860	5823760
21	540939	5818622
22	540578	5819553
23	540217	5820484
24	539856	5821415
25	539496	5822346
26	539135	5823276
27	538774	5824207
28	538413	5825138
29	538053	5826069
30	541854	5819070
31	541493	5820001
32	541132	5820932
33	540771	5821862
34	540410	5822793
35	540049	5823724
36	539688	5824655
37	539327	5825585
38	538966	5826516
39	538606	5827447
40	542769	5819518
41	542408	5820449
42	542047	5821379
43	541686	5822310
44	541325	5823241
45	540964	5824171
46	540602	5825102
47	540241	5826033
48	539880	5826963
49	539519	5827894
50	543684	5819966
51	543323	5820896
52	542962	5821827
53	542600	5822757
54	542239	5823688
55	541878	5824619
56	541517	5825549

Coördinaten turbines alternatief met 76 x 10 MW kavel Hollandse Kust (west), verkavelingsalternatief		
Punt	X	Y
57	541155	5826480
58	540794	5827410
59	540433	5828341
60	544600	5820413
61	544238	5821344
62	543877	5822274
63	543515	5823205
64	543154	5824135
65	542792	5825066
66	542431	5825997
67	542069	5826927
68	545515	5820861
69	545153	5821792
70	544791	5822722
71	544430	5823652
72	544068	5824583
73	543706	5825513
74	543345	5826444
75	545344	5824100
76	544983	5825031

Coördinaten turbines alternatief met 47 x 16 MW kavel VI Hollandse Kust (west), verkavelingsalternatief		
Punt	X	Y
1	536401	5816560
2	537572	5817122
3	536923	5818233
4	538742	5817685
5	538094	5818795
6	537445	5819906
7	539913	5818247
8	539264	5819358
9	538615	5820468
10	537966	5821579
11	537317	5822690
12	541084	5818809
13	540435	5819920
14	539785	5821030
15	539136	5822141
16	538487	5823252

**Coördinaten turbines alternatief met 47 x 16 MW kavel VI Hollandse Kust (west),
verkavelingsalternatief**

Punt	X	Y
17	537837	5824362
18	542255	5819371
19	541605	5820482
20	540956	5821592
21	540306	5822703
22	539656	5823813
23	539007	5824924
24	538357	5826034
25	543426	5819934
26	542776	5821044
27	542126	5822154
28	541476	5823265
29	540826	5824375
30	540176	5825485
31	539527	5826596
32	538877	5827706
33	544597	5820496
34	543947	5821606
35	543296	5822716
36	542646	5823826
37	541996	5824937
38	541346	5826047
39	540696	5827157
40	540046	5828267
41	545768	5821058
42	545117	5822168
43	544467	5823278
44	543816	5824388
45	543166	5825498
46	542515	5826608
47	544986	5824950

KAVEL VII

Hoekpunten verkavelingsalternatief kavel VII Hollandse Kust (west)

Punt	X	Y
1	546.907	5.825.968

Hoekpunten verkavelingsalternatief kavel VII Hollandse Kust (west)		
Punt	X	Y
2	546.640	5.825.664
3	546.393	5.825.329
4	540.612	5.830.154
5	546.907	5.837.696
6	550.256	5.832.706
7	548.447	5.830.566
8	548.344	5.830.365
9	548.372	5.830.040
10	548.508	5.829.860
11	548.798	5.829.480
12	551.421	5.827.232
13	550.241	5.827.385
14	549.061	5.827.232
15	547.907	5.826.754
16	547.907	5.835.686
17	552.793	5.827.637
18	549.598	5.830.374
19	549.596	5.830.375
20	552.539	5.833.848
21	552.816	5.833.506
22	554.924	5.831.379

Coördinaten turbines alternatief met 76 x 10 MW kavel Hollandse Kust (west), kavel VII		
Punt	X	Y
1	552534	5833584
2	553239	5832897
3	553943	5832209
4	554647	5831522
5	551901	5832814
6	552605	5832127
7	553310	5831439
8	554014	5830752
9	546343	5836860
10	548458	5834332
11	549162	5833645
12	549865	5832957
13	551244	5832079
14	551948	5831391
15	552652	5830704
16	553357	5830017

Coördinaten turbines alternatief met 76 x 10 MW kavel Hollandse Kust (west), kavel VII		
Punt	X	Y
17	545710	5836091
18	546414	5835403
19	548528	5832875
20	549232	5832187
21	550588	5831309
22	551292	5830621
23	551996	5829934
24	552700	5829246
25	545078	5835322
26	545781	5834634
27	546484	5833945
28	548599	5831417
29	549931	5830562
30	550635	5829874
31	551339	5829187
32	552042	5828499
33	552747	5827812
34	544445	5834553
35	545148	5833864
36	545851	5833176
37	546554	5832488
38	543812	5833784
39	544515	5833095
40	545218	5832407
41	545921	5831718
42	546624	5831030
43	548031	5829653
44	548735	5828966
45	549438	5828278
46	550142	5827590
47	543179	5833014
48	543882	5832326
49	544585	5831637
50	545288	5830949
51	545991	5830260
52	546695	5829572
53	548101	5828195
54	548805	5827508
55	542547	5832245
56	543249	5831557

Coördinaten turbines alternatief met 76 x 10 MW kavel Hollandse Kust (west), kavel VII		
Punt	X	Y
57	543952	5830868
58	544655	5830179
59	545358	5829491
60	546061	5828802
61	546764	5828114
62	541914	5831476
63	542617	5830787
64	543319	5830099
65	544022	5829410
66	544725	5828721
67	545428	5828033
68	546131	5827344
69	541281	5830707
70	541984	5830018
71	542687	5829329
72	543389	5828641
73	544092	5827952
74	544795	5827263
75	545498	5826575
76	546201	5825886

Coördinaten turbines alternatief met 47 x 16 MW kavel VI Hollandse Kust (west), kavel VII		
Punt	X	Y
1	553432	5832601
2	554377	5831688
3	546091	5836249
4	552583	5831596
5	553528	5830683
6	545243	5835245
7	546186	5834331
8	548238	5832880
9	549074	5831866
10	551734	5830591
11	552679	5829678
12	544330	5834322
13	545361	5833507
14	548330	5830759
15	550722	5829666
16	551731	5828823
17	552740	5827981

Coördinaten turbines alternatief met 47 x 16 MW kavel VI Hollandse Kust (west), kavel VII		
Punt	X	Y
18	543504	5833240
19	544506	5832390
20	545508	5831540
21	546511	5830690
22	542631	5832274
23	543633	5831424
24	544635	5830573
25	545637	5829723
26	548177	5827136
27	541781	5831285
28	542782	5830434
29	543784	5829584
30	544786	5828734
31	545788	5827883
32	541001	5830227
33	542003	5829376
34	543004	5828526
35	544006	5827675
36	545008	5826825
37	546010	5825974
38	552494	5833504
39	551643	5832502
40	550793	5831500
41	549942	5830499
42	548719	5829277
43	549721	5828428
44	550724	5827578
45	548367	5834783
46	549203	5833769
47	550040	5832756

Achtergronddocument ten behoefte van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (west)

**Kavel VI en kavel VII: vogels, vleermuizen, vissen
en benthos**

J.J. Leemans
M. Schutter
J.W. de Jong
M. Boonman
A. Gyimesi



Bureau Waardenburg bv
Ecologie & landschap

Postbus 365 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 51 27 10, Fax 0345 51 98 49
E-mail info@buwa.nl www.buwa.nl

Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (west)

Kavel VI en kavel VII: vogels, vleermuizen, vissen en benthos

J.J. Leemans MSc., dr. M. Schutter, ir. J.W. de Jong, drs. M. Boonman, dr. A. Gyimesi

Status uitgave: eindrapport

Rapportnummer: 19-106
Projectnummer: 18-0718
Datum uitgave: 3 oktober 2019
Projectleider: dr. A. Gyimesi
Naam en adres opdrachtgever: Pondera Consult
Postbus 579, 7550 AN Hengelo (OV)
Referentie opdrachtgever: gunning per email 15-03-2019
Akkoord voor uitgave: drs. Hein Prinsen



Paraaf:

Graag citeren als: Leemans, J.J., M. Schutter, J.W. de Jong, M. Boonman & A. Gyimesi 2019. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VI en VII: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-106. Bureau Waardenburg, Culemborg.

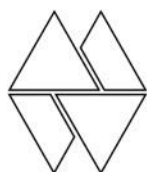
Trefwoorden: Milieu Effect Rapportage, Passende Beoordeling, windenergie op zee, windturbines, aanvaringsslachtoffers, verstoring, habitatverlies, barrièrewerking, zeevogels, trekvogels, vleermuizen, vissen, benthos

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 vervaelvoudigd 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.

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig ISO 9001:2008.



Bureau Waardenburg bv
Onderzoek en advies voor ecologie en landschap

Postbus 365 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 51 27 10
info@buwa.nl www.buwa.nl

Voorwoord

Voor de stimulering van de ontwikkeling van hernieuwbare energie op zee is op 23 juni 2015 het wetsvoorstel 'Windenergie op Zee' door de Eerste Kamer aangenomen. Hierin is het zogeheten 'kavelbesluit' geïntroduceerd, waarin wordt beschreven dat voortaan milieu effect rapportages (MER's) en Passende Beoordelingen (PB's) zullen worden opgesteld voor zogeheten kavels, waarbinnen vervolgens ontwikkelaars hun initiatieven verder kunnen uitwerken. Het is dus de bedoeling dat binnen deze kavels effecten op o.a. ecologie worden bepaald voor een bandbreedte van verschillende layouts en turbine-types.

Een van de windenergiegebieden die op deze manier zal worden beoordeeld is Hollandse Kust (west). 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 Hollandse Kust (west). Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels, vleermuizen, vissen en benthos. De bijlages ten behoeve van de Passende Beoordeling en de beoordeling soortenbescherming in het kader van de Wet natuurbescherming zijn niet ingevuld. Deze bijlages zijn los aan Pondera opgeleverd.

Het project is binnen Bureau Waardenburg uitgevoerd door Abel Gyimesi (projectleiding, rapportage), Jacco Leemans (modellering vogelslachtoffers, rapportage), Job de Jong (database werk en GIS berekeningen), Miriam Schutter (rapportage) en Martijn Boonman (rapportage). Ruben Fijn was verantwoordelijk voor de kwaliteitscontrole.

Begeleiding vanuit de opdrachtgever werd verzorgd door Sergej van de Bilt en Maarten Jaspers Faijer (Pondera Consult). Floor Heinis heeft een bijdrage geleverd over de effecten van onderwatergeluid op vissen. Daarnaast worden Maarten de Jong en Suzanne Lubbe (Rijkswaterstaat Zee en Delta) bedankt voor hun bijdragen tijdens het schrijfproces.

Inhoud

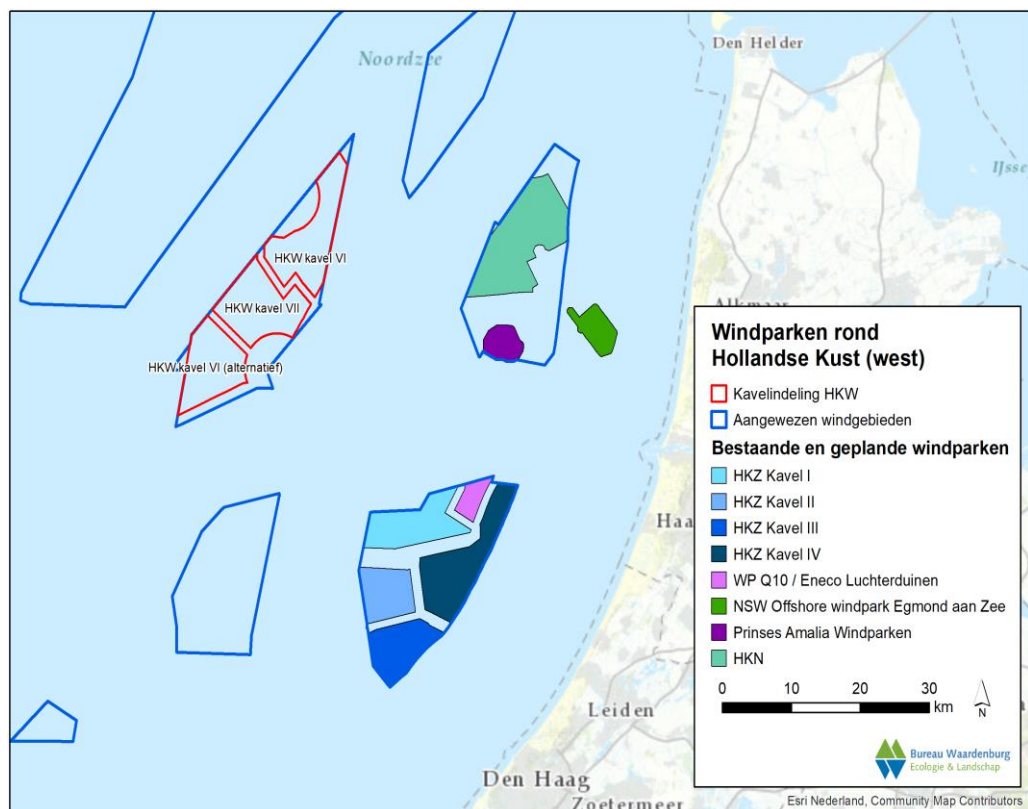
Voorwoord.....	3
1 Voorgenomen ingreep	7
1.1 Studiegebied.....	7
1.2 Ontwikkeling windenergie	8
1.3 Beoordelingskader.....	8
2 Huidige situatie	15
2.1 Inleiding en brongegevens.....	15
2.2 Vogels.....	23
2.5 Vleermuizen	66
2.6 Vissen.....	69
2.7 Benthos	73
3 Effecten windturbines op natuur.....	81
3.1 Vogels - Aanvaringen.....	83
3.2 Vogels – Barrièrewerking.....	84
3.3 Vogels – Habitatverlies	87
3.4 Vogels – Indirecte effecten.....	93
3.5 Vleermuizen	94
3.6 Vissen.....	96
3.7 Benthos	106
4 Effectbepaling en -beoordeling	113
4.1 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering.....	113
4.2 Effecten tijdens gebruiksfase – vogelslachtoffers door aanvaringen	115
4.3 Beoordeling gebruiksfase – lokaal verblijvende niet-broedvogels	118
4.4 Beoordeling gebruiksfase – koloniebroedvogels.....	124
4.5 Beoordeling gebruiksfase – vogels tijdens seizoenstrek	129
4.6 Effecten op vleermuizen	131
4.7 Effecten op vissen	134
4.8 Effecten op benthos.....	136
4.9 Verkavelingsalternatief.....	138
4.10 Samenvattende effectbeoordeling.....	141
5 Mitigatie	147
5.1 Constructiefase.....	147
5.2 Operationele fase	147
5.3 Verwijderingsfase.....	152

6	Cumulatieve effecten.....	153
6.1	Vogels.....	157
6.2	Vleermuizen	163
6.3	Vissen en benthos	164
7	Literatuur	167
	Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving	189
	Bijlage II: Trekroutes van vogels over de Noordzee.....	205
	Bijlage III: Windturbines en vleermuizen.....	229
	Bijlage IV: Het Extended Band Model.....	235
	Bijlage V: Aanvaringen met tweebladige turbines.....	241
	Bijlage VI: Gunstige Staat van Instandhouding voor vogels.....	243
	Bijlage VII: Effecten van multirotors	251

1 Voorgenomen ingreep

1.1 Studiegebied

Het aangewezen windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt in de zuidelijke Noordzee ter hoogte van Egmond aan Zee en Petten op ongeveer 51 km van de Nederlandse kust (ca. 27,5 nautische mijl). Het gebied beslaat een oppervlakte van totaal 349 km², waarin ruimte is voor twee kavels (Kavel VI en Kavel VII) met ieder een maximale capaciteit van 760 MW. Voor Kavel VI is een voorkeursverkaveling en een verkavelingsalternatief vastgelegd. Kavel VI heeft in de voorkeursverkaveling een bruto-oppervlakte van 90 km² en is gelegen aan de noordkant van het windenergiegebied (fig. 1.1). Het verkavelingsalternatief van Kavel VI ligt in het zuiden van windenergiegebied Hollandse Kust (west) en heeft een bruto-oppervlakte van 75 km². Kavel VII ligt centraal in het gebied Hollandse Kust (west) en heeft een bruto-oppervlakte van 87 km² (fig. 1.1).



Figuur 1.1 Locatie van Kavel VI en VII in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor de voorkeursverkaveling en het verkavelingsalternatief. Tevens zijn de locaties van bestaande en geplande windparken en aangewezen windenergiegebieden aangegeven.

In de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (west) liggen de operationele windparken OWEZ (108 MW 36 turbines), Prinses Amalia (120 MW 60 turbines) en Eneco Luchterduinen (129 MW 43 turbines) (fig. 1.1), en ook de aangewezen kavels in windenergiegebieden Hollandse Kust (noord), Hollandse Kust (zuid) en IJmuiden Ver. Daarnaast liggen op grotere afstand de Engelse parken Greater Gabbard,

Thanet, Londen Array I en nog enkele vergunde initiatieven, evenals de in ontwikkeling zijnde kavels in het Nederlandse windenergiegebied Borssele.

1.2 Ontwikkeling windenergie

In het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (fig. 1.1) is ruimte voor twee kavels waarbinnen windparken ontwikkeld kunnen worden tot een maximale capaciteit van 760 MW per kavel. Ontwikkelaars kunnen in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie. Om op voorhand (zonder concrete configuraties) tot een goede inschatting te komen van de effecten van mogelijke initiatieven binnen de 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 10 MW windturbines met een minimale rotordiameter wordt hierbij als de variant met het maximum aantal turbines (maximum variant) beschouwd en een windpark gevuld met 16 MW turbines met een maximale rotordiameter als de variant met het minimum aantal turbines (minimum variant; tabel 1.1). De specificaties van de twee varianten zijn afgesproken tijdens verschillende werksessies van experts van het projectteam van Bureau Waardenburg, Pondera Consult Rijkswaterstaat Zee en Delta en de betrokken ministeries, voorafgaand aan het opstellen van onderhavig rapport en vastgelegd in de NRD.

In voorliggend rapport zal, voor zover redelijkerwijs relevant, per soortgroep ook het verkavelingsalternatief worden onderzocht en worden de effecten tussen de voorkeursverkaveling en het verkavelingsalternatief vergeleken. Dit gebeurt veelal kwalitatief en waar zinvol kwantitatief.

Tabel 1.1 Parameters aangenomen voor de verschillende alternatieven.

Alternatief	Turbine vermogen (MW)	Aantal turbines	Indicatief aantal MW	Turbine tiplaagte (m)	Ashoogte (m)	Rotordiameter (m)	Opp. Kavel VI (km ²)	Opp. Kavel VI (alt) (km ²)	Opp. Kavel VII (km ²)
1	10	76	760	25	107	164	90	75	87
2	16	47	760	25	164,5	279	90	75	87

1.3 Beoordelingskader

De beoordeling van effecten 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 configuraties (exclusief kabeltracé's). De uitgangspunten voor het beoordelingskader zijn:

- goede aansluiting bij nationaal en internationaal natuurbeleid;
- goede aansluiting bij nationale en internationale wet- en regelgeving;
- eenduidige en herkenbare eenheden, waar mogelijk gekwantificeerd;

- heldere plaatsing van de effecten van voorgenomen park in cumulatie met effecten van andere parken en ontwikkelingen.

1.3.1 Wet- en regelgeving ten aanzien van natuur en milieu

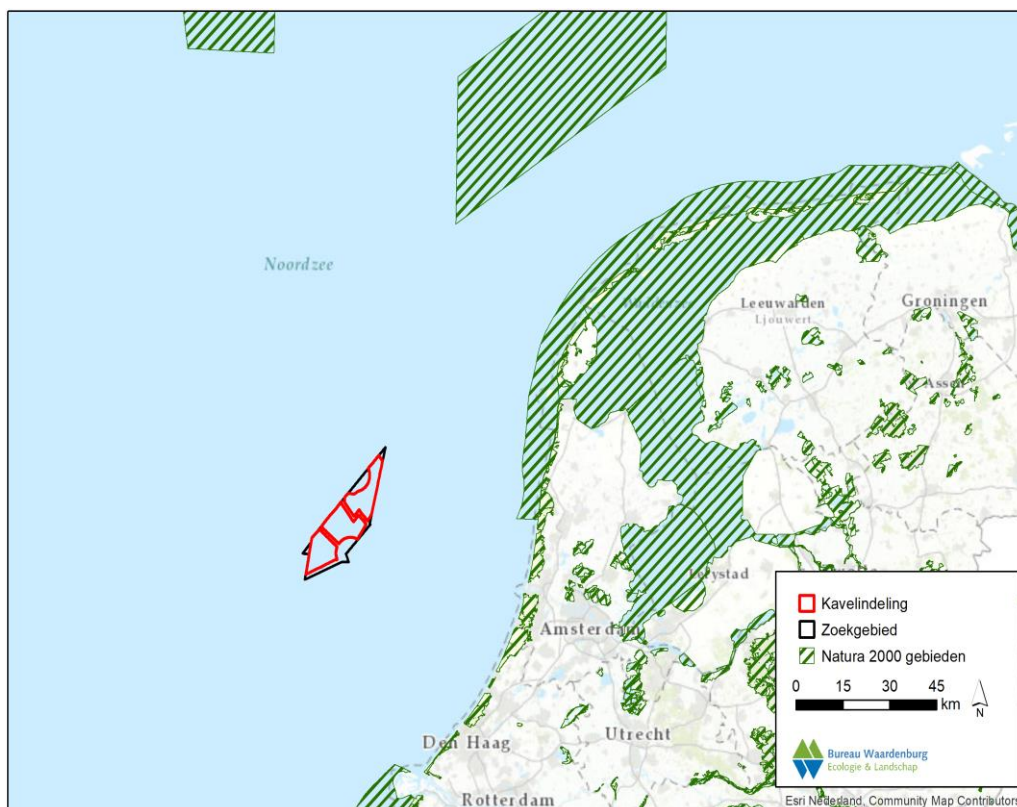
In de Wet windenergie op zee (Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten Energie-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit. De basis van deze kaders met betrekking tot natuur vormen de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn en daarmee delen van de Wet natuurbescherming.

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 wordt soortenbescherming en gebiedsbescherming geïmplementeerd in de **Wet natuurbescherming** (Wnb), dus ook voor de soorten die voorkomen in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). In dit MER wordt onderzocht of er door de aanleg en/of exploitatie van het windpark sprake is van mogelijke overtreding van verbodsbepalingen op beschermde soorten.

Windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt buiten de begrenzing van gebieden die deel uitmaken van Natura 2000-gebieden. Het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied is de Noordzeekustzone op minimaal circa 45 km afstand, gevolgd door de Waddenzee op circa 59 km afstand (fig. 1.2). Diverse andere mariene Natura 2000-gebieden liggen op grotere afstand in de Nederlandse Noordzee. De dichtstbijzijnde Natura 2000-gebieden op land liggen in Zuid-Holland en in Noord-Holland, bijvoorbeeld Kennemerland-Zuid en Coepelduynen, de Duinen en Lage Land Texel en Duinen Vlieland, allen op minstens circa 60 km afstand van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Verder ligt het mogelijk aan te wijzen Natura 2000-gebied De Bruine Bank aan de westzijde van windenergiegebied Hollandse Kust (west). De Bruine Bank is een gebied met grote dichtheden en aantallen zeekoeten en alken en verdient om die reden ook aandacht in het MER en/of PB. Omdat het (nog) niet als Natura 2000-gebied is aangewezen, is geen precieze begrenzing of afstand tot de Bruine Bank aan te geven.

Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden het windenergiegebied Hollandse Kust (west) bereiken om te foerageren. De 'Ramsar Convention' is een verdrag voor de bescherming van internationaal belangrijke wetlands en daaraan gelieerde vogelsoorten. Hieronder valt de bescherming van lange afstand trekvogels die in aanraking komen met windturbines langs de trekroutes. Daarnaast kan ook menig trekvogel waarvoor in één of meer Natura 2000-gebieden instandhoudingsdoelen 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 voorgenomen windpark. Deze effecten worden in onderhavig rapport beoordeeld.



Figuur 1.2 Ligging van Hollandse Kust (west) ten opzichte van Natura 2000-gebieden in de omgeving.

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 Hollandse Kust (west), 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). Echter in de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is 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 aanleg 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.

De Europese Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) wordt in Nederland geïmplementeerd via de **Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM)**. De KRM verplicht de lidstaten te bepalen wat in hun mariene wateren een goede milieutoestand is en de nodige maatregelen te treffen om deze per 2020 te bereiken en/of te behouden. Hiervoor is een lijst gemaakt van “quality descriptors” waaraan moet worden voldaan (tabel 1.2).

Tabel 1.2 De 11 “qualitative descriptors” uit de KRM zoals geformuleerd in Europees verband.

No.	Qualitative descriptors
1	Biological diversity is maintained
2	Non-indigenous species introduced by human activities are at levels that do not adversely alter the ecosystem
3	Populations of all commercially exploited fish and shellfish are within safe biological limits, exhibiting features of a healthy stock
4	All elements of the marine food webs occur at normal abundance and diversity
5	Human-induced eutrophication is minimized
6	Sea-floor integrity is at a level that safeguards a healthy (benthic) ecosystem
7	Permanent alteration of hydrographical conditions does not adversely affect marine ecosystems
8	Concentrations of contaminants are at levels not giving rise to pollution effects
9	Contaminants in fish and other seafood do not exceed standards for human consumption
10	Properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment
11	Introduction of energy, including underwater noise, is at levels that do not adversely affect the marine environment

Momenteel is er nog geen wetgeving binnen deze kaders. Door de Rijksoverheid wordt met name met betrekking tot het kwaliteitselement zeebodem-integriteit gezocht naar een protocol om menselijke ingrepen te beoordelen aan deze richtlijn. Het is nog niet bekend in hoeverre bepaalde indicatorsoorten meegenomen worden bij het beoordelen van menselijke ingrepen op de doelstellingen van KRM zeebodem-integriteit. Vogels en vleermuizen worden in dit kader ook nog niet specifiek benoemd, maar alleen generiek dat de doelen voor de KRM overeenkomen met de Wnb doelen. Wel is het zo dat een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) geen afbreuk zal mogen doen aan de eisen die worden gesteld in de 11 kwalitatieve descriptors. Een verdere kwantitatieve uitwerking van de KRM doelen komt dan ook tot uiting in de beoordeling ten opzichte van de landelijke Wnb doelen en daarom wordt de KRM ook niet los beschouwd in onderhavig rapport.

Nederland heeft sinds 1998 ook 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. De kern hiervan is dat het zeegebied beschermd dient te worden tegen de nadelige effecten van menselijk activiteiten teneinde de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden en waar mogelijk aangetaste gebieden te herstellen. Bij de beoordeling van activiteiten wordt het voorzorgsbeginsel toegepast. In de Nederlandse wetgeving wordt dit verdrag ten uitvoering gebracht via diverse

wetten, waaronder de Wnb en daarom wordt het OSPAR-verdrag ook niet los beschouwd in onderhavig rapport.

Voor meer achtergrond informatie ten aanzien van het toegepaste wettelijk kader in onderhavig rapport wordt verwezen naar Bijlage I.

1.3.2 Beoordelingsnumering

Behalve dat windparken effecten op vogels hebben in de gebruiksfase, kunnen ook tijdens de aanleg en verwijdering van turbines effecten optreden. In onderhavig rapport worden de effecten van diverse windparkalternatieven in windenergiegebied Hollandse Kust (west) behandeld tijdens deze drie verschillende stadia. Uit hoofdstuk 2 wordt toegelicht dat er drie verschillende 'groepen' vogels zijn waarvoor verschillende effecten kunnen optreden. Ook deze groepen worden apart behandeld en omvatten:

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

Waar een kwantitatieve beoordeling van effecten mogelijk is (bv. aantallen aanvaringslachtoffers ten opzichte van een 'populatie') worden stapsgewijs twee verschillende criteria gehanteerd:

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 zich te realiseren dat op het moment dat er een betere methode is om de effecten te toetsen, dient deze, ook vanuit het juridische perspectief, te worden gebruikt.

Bij voldoende gegevens over de omvang van de jaarlijkse sterfte wordt in onderhavig rapport het 1% ORNIS criterium gebruikt om als eerste stap te bepalen of significante effecten op een bepaalde soort uitgesloten kunnen worden (fig. 1.3). Blijft de additionele sterfte veroorzaakt door windturbines van windenergiegebied Hollandse Kust (west) bij een bepaalde soort onder deze grens, dan wordt deze soort in de beoordeling verder buiten beschouwing gelaten (fig. 1.3). Overschrijdt de additionele sterfte 1% van de jaarlijkse sterfte (1%-norm), dan kan er eventueel wel sprake zijn van een significant effect en zal er 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 het instandhoudingsdoel zitten, waardoor 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. Indien beschikbaar voor de relevante soorten, worden in voorliggend rapport uitkomsten van populatiemodellen ook gebruikt bij de onderbouwing van effectbeoordelingen.

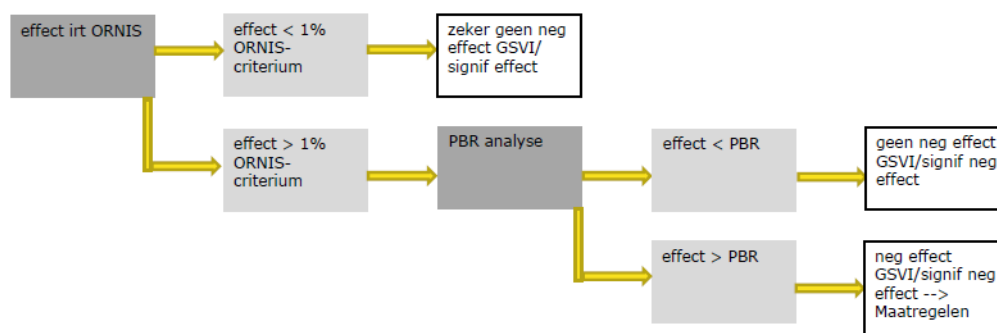
De 1% norm wordt in dit achtergronddocument met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen.

Potential Biological Removal criterium

De PBR methode maakt gebruik van wetenschappelijke achtergrondinformatie over de populaties van de relevante soorten. Het is daarmee een algemeen toepasbare methode, die een bepaalde zekerheid voor het behouden van actuele populatieniveaus weet te combineren met meer gebruiksruimte voor initiatieven. 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. De redeneerlijn die door de overheid wordt aangehouden in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) is 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 in dit achtergronddocument sprake is van een overschrijding van de 1%-norm (zie boven) bij een bepaalde soort, wordt de PBR-norm als tweede stap gehanteerd om de effecten op biogeografische populaties (in dit geval die van de zuidelijke Noordzee of van de Nederlandse Noordzee) te beoordelen. 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 1.3 gehanteerd.

In figuur 1.3 wordt voor de beoordeling van effecten op populaties een ‘stroomschema’ doorlopen:



Figuur 1.3 Stroomschema effectbeoordeling Wind op Zee.

Tabel 1.3 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 beschermd gebied
+	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 beschermd gebied.
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 beschermd gebied.
-	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 beschermd gebied 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 beschermd gebied zijn waarschijnlijk.

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

2 Huidige situatie

2.1 Inleiding en brongegevens

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 (b.v. Baptist & Wolf 1993, Camphuysen & Leopold 1994, Arts 2013). Een complete lijst van voorkomende (zee)vogelsoorten in de Noordzee wordt gegeven in tabel 2.1.

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 (zie §2.3). Dit 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 (zie §2.4). Daarnaast zijn er ook soorten die het Nederlands Continentaal Plat (NCP) gebruiken om te overwinteren, zoals zeekoeten en roodkeelduikers (zie §2.2). Indien delen van dit gebied veranderen, bijvoorbeeld door de aanleg van een windpark op zee, zal dit gevolgen hebben voor het gebruik van dit deel van hun leefgebied.

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) zou kunnen ingrijpen 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. Om hier een overzicht van te geven zijn in §2.2 – 2.4 soort(groep)beschrijvingen opgesteld voor alle vastgestelde soorten in het windenergiegebied.

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, echter er zijn **broedvogels** uit Friesland, Noord- en Zuid-Holland die het plangebied tijdens hun foerageertochten kunnen bereiken. 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.

Tabel 2.1 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>	Vrij schaars (n-br)
* ijsduiker	<i>Gavia immer</i>	Schaarse gast (n-br)
* geelsnavelduiker	<i>Gavia adamsii</i>	zeldzaam (n-br)
geoorde fuut	<i>Podiceps nigricollis</i>	Schaars in kustzone (n-br)
* kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>	Vrij schaars in kustzone (n-br)
dodaars	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Schaarse doortrekker 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 pijlstormvogel	<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
noordse pijlstormvogel	<i>Puffinus puffinus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
grauwe pijlstormvogel	<i>Puffinus griseus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* vale pijlstormvogel	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Vrij schaarse doortrekker (migr)
* kleine pijlstormvogel	<i>Puffinus assimilis</i>	Dwaalgast
* bont stormvogeltje	<i>Pelagodroma marina</i>	Dwaalgast
* stormvogeltje	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Vrij schaarse doortrekker (migr)
* vaal stormvogeltje	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Vrij 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 eidereend	<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)
bril zee-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)

Vervolg tabel 2.1

* grauwe franjepoot	<i>Phalaropus lobatus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
grote jager	<i>Stercorarius skua</i>	Vrij 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)
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)
drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla</i>	Talrijk (n-br)
vorkstaartmeeuw	<i>Larus sabini</i>	Schaarse doortrekker (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 alk	<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)

Soorten die slechts in zeer geringe aantallen of als dwaalgast op het NCP voorkomen, of soorten die eigenlijk zoetwatervogels zijn, waarvan enkelingen ook wel eens op zee worden gezien (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 stuwung langs het land optreedt van deze trekvogels en waar bovendien relatief intensief wordt waargenomen.

2.1.1 Telgegevens

Vogels

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 Hollandse Kust (west), zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015, Leopold *et al.* 2015,

Van der Wal *et al.* 2015, Rijkswaterstaat 2016) en de recente actualisatie daarvan (Rijkswaterstaat 2019, Gyimesi *et al.* 2018b, Van der Wal *et al.* 2018).

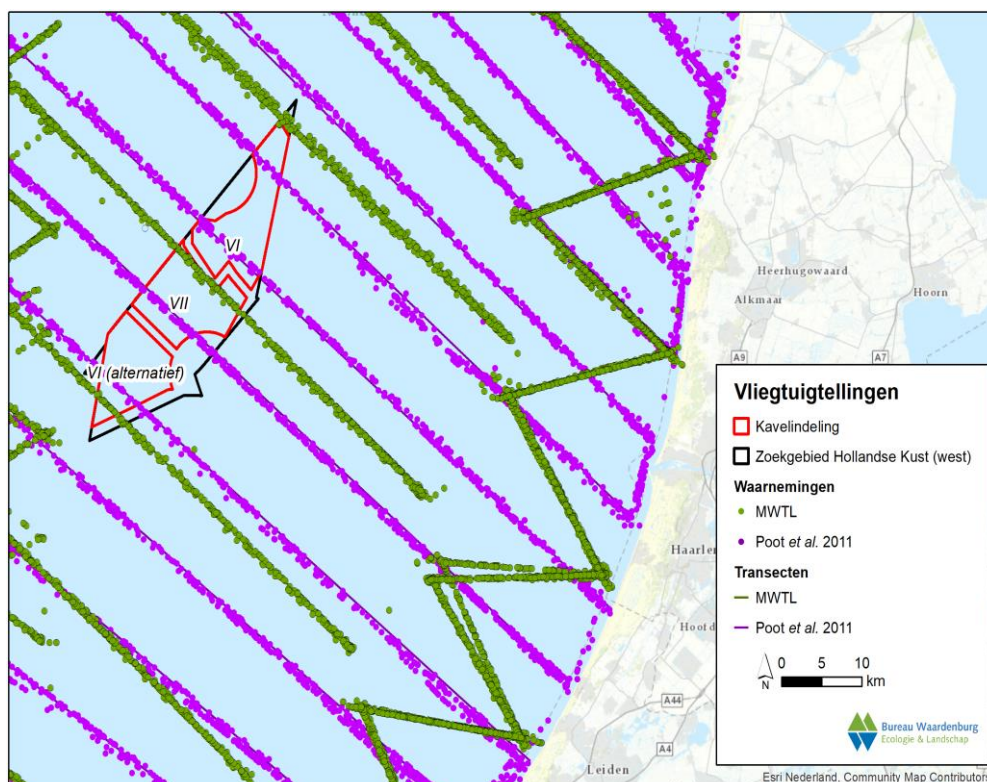
MWTL tellingen

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.* 2018). 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 merendeel gebaseerd is 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 (zie tabel 2.5a, b en c). Deze gegevens zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie project door Rijkswaterstaat (2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015, Gyimesi *et al.* 2018b, Van der Wal *et al.* 2018) gebruikt om de effecten van bestaande en toekomstige windparken in de zuidelijke Noordzee te berekenen. Sinds 2014 is het MWTL survey programma 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. Het MWTL programma doorkruist sinds 2014 Hollandse Kust (west) drie keer (figuur 2.1).

Tijdens voorgenoemde tellingen van zeevogels in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn in totaal 15 soorten vastgesteld (tabel 2.2) en 1 samengestelde soortgroep (visdief/noordse stern).

Tabel 2.2 Vastgestelde soorten tijdens MWTL vliegtuigtellingen en ESAS scheepstellingen in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). ¹ zijn MWTL vliegtuigtellingen en ESAS scheepstellingen, ² zijn MWTL tellingen vanaf 2014

alk ^{1,2}	kleine alk ¹	stormmeeuw ^{1,2}
drieteenmeeuw ^{1,2}	kleine mantelmeeuw ^{1,2}	visdief/noordse stern ¹
dwergmeeuw ¹	noordse stormvogel ^{1,2}	zeekoet ^{1,2}
grote mantelmeeuw ^{1,2}	papegaaiduiker ¹	zilverbmeeuw ^{1,2}
grote stern ²	roodkeelduiker ¹	zwarte zee-eend ²
jan van gent ^{1,2}		



Figuur 2.1 Ligging van transecten van vliegtuigtellingen (paarse lijnen) waarop vogeltellingen zijn gedaan in 2010 en 2011 in en om windenergiegebied Hollandse Kust (west) (Poot et al. 2011a). De groene lijnen geven de transecten van de MWTL tellingen weer sinds 2014.

Vliegtuigtellingen 2010-2011

De tweede bron die in dit MER wordt gebruikt, zijn negen vliegtuigtellingen op zee die in 2010-2011 in het kader van het Shortlist Masterplan programma (Rijkswaterstaat) zijn uitgevoerd en ook het windenergiegebied Hollandse Kust (west) doorkruisten (Poot et al. 2011a). Op basis van deze tellingen konden dichtheden van vogelsoorten worden bepaald voor het totale studiegebied. Daarnaast leverden deze tellingen populatieschattingen op van diverse soorten zeevogels op de Nederlandse Noordzee (Poot et al. 2013a). Voor de exacte ligging van de transecten tijdens deze tellingen wordt verwezen naar figuur 2.1. Tijdens deze vliegtuigtellingen in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) werden in totaal 13 soorten vastgesteld en 1 soortgroep (*Larus spec.*; tabel 2.3). Op basis van deze tellingen zijn geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten (Poot et al. 2011a), echter door de geringe spreiding in ruimte en tijd, en de lage aantallen is het niet mogelijk om realistische dichtheden voor alle soorten te bepalen. De waarden die wel zijn berekend, zijn in §2.2 – 2.4 per soort(groep) gepresenteerd.

Tabel 2.3 Vastgestelde soorten tijdens vliegtuigtellingen in 2010/2011 in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (Poot et al. 2011a).

alk	grote stern	roodkeelduiker
drieteenmeeuw	jan-van-gent	stormmeeuw
dwergmeeuw	kleine mantelmeeuw	zeekoet
grote jager	<i>Larus spec.</i>	zilvermeeuw
grote mantelmeeuw	noordse stormvogel	

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 al weer boven komen alvorens een boot voorbij gevaren is, terwijl door de hoge snelheid van het vliegtuig de waarnemer allang gepasseerd is. En 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

Naast deze genoemde tellingen die expliciete gegevens over windenergiegebied Hollandse Kust (west) opleveren, zijn data beschikbaar van vogeltellingen uitgevoerd in bestaande windparken in de nabijheid. Zo ligt windpark Luchterduinen, dat in 2015 operationeel is geworden, direct grenzend aan windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) dat ten zuidoosten van Hollandse Kust (west) ligt. In en om windpark Luchterduinen heen zijn in de winter van 2013/14 drie tellingen uitgevoerd voor aanvang van de bouw van het windpark (Skov *et al.* 2015b). Vervolgens zijn in de winter van 2014/15 hier twee tellingen uitgevoerd tijdens de bouw van het windpark (Skov *et al.* 2015a). Daarna zijn in en om de windparken Luchterduinen, PAWP en OWEZ heen in de winters van 2015/16, 2016/17 en 2017/18 nog eens telkens vier tellingen uitgevoerd (Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018). De meest waargenomen 12 soorten en 1 soortgroep in windparken Luchterduinen, PAWP en OWEZ en in de gebieden op zee eromheen zijn in tabel 2.4 weergegeven. Naast deze tellingen van windpark Luchterduinen zijn ook oudere gegevens beschikbaar van OWEZ en PAWP (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2013b).

Tabel 2.4 Meest vastgestelde soorten tijdens scheepstellingen in de winter van 2017/2018 (T3) in de windenergiegebieden Luchterduinen (LUD), PAWP, en OWEZ en in gebieden op zee eromheen (Heinänen & Skov 2018).

soorten	LUD	PAWP	OWEZ	gebieden op zee rondom
duikers	-	-	-	+
fuut	-	-	-	+
jan-van-gent	+	+	-	+
aalscholver	+	+	+	+
dwergmeeuw	+	-	-	+
kokmeeuw	+	-	+	+
stormmeeuw	+	+	+	+
kleine mantelmeeuw	+	+	-	+
zilvermeeuw	+	+	+	+
grote mantelmeeuw	+	+	-	+
drieteenmeeuw	+	+	+	+
alk	+	+	+	+
zeekoet	+	+	+	+

Alle eerder genoemde tellingen zijn overdag uitgevoerd. Bovendien vertellen waarnemingen van menselijke tellers vooral iets over vogelactiviteit in de onderste luchtlagen. Daarom worden op basis van deze tellingen de aantallen (nachtelijke) trekvogels (met name zangvogels) onderschat. Met radaronderzoek is wel een orde-grootte bepaling te doen van deze aantallen. Daarom is specifiek voor trekkende zangvogels, ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers en roofvogels ook gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011, Fijn *et al.* 2015a). Uit deze data zijn fluxen bepaald op rotorhoogtes (zie figuur 2.18) voor windenergiegebied Hollandse Kust (west). Op basis van enkele aannames en de percentages van soortgroepen zijn hiervoor worst-case aantallen aanvarings-slachtoffers voor een windpark in Hollandse Kust (west) berekend.

Vleermuizen

Hieronder geven we een overzicht van de bestaande kennis van het voorkomen, de herkomst en het gedrag (bijvoorbeeld seizoenstrek) van vleermuizen boven het windenergiegebied Hollandse Kust (west). Op basis van deze gegevens is een inschatting gedaan van de effecten op de populaties van deze soortgroep. In vergelijking met vogels is er weinig bekend over de populatiegroottes en het aantal slachtoffers van vleermuizen in offshore windparken. Het aantal jaarlijkse vleermuis-slachtoffers in de Nederlandse offshore windparken is niet bekend. Daarnaast heeft de schatting van de populatie omvang van ruige dwergvleermuizen dat over de Noordzee migreert een grote bandbreedte (100 – 1.000.000; Limpens *et al.* 2017). Het European Topic Centre on Biological Diversity 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 Kader Ecologie en Cumulatie (KEC; Rijkswaterstaat 2015 & 2019) zijn alle beschikbare waarnemingen van vleermuizen boven het zuidelijke Noordzeegebied gepresenteerd en ook in voorliggend rapport verwerkt. Waar de vleermuizen die over de Noordzee trekken precies vandaan komen is niet bekend (Rijkswaterstaat 2015).

In §2.5 worden populatiegroottes in tabellen gepresenteerd, maar de totale populatie-groottes liggen in werkelijkheid hoger. Dit komt voornamelijk omdat data van (grote) niet-Europese landen, zoals Rusland en Wit-Rusland, ontbreken. Vooral Rusland herbergt een groot deel van de Europese populaties van trekkende vleermuizen die in Nederland en omgeving in de trekperiode aangetroffen worden (Voigt *et al.* 2012). Bovendien ontbreken populatieschattingen ook voor een aantal EU landen, zoals voor Denemarken, Duitsland en Estland, of zijn deze gebaseerd op ‘*expert judgement*’ (Rijkswaterstaat 2015). Ondanks het ontbreken van exacte gegevens, is wel bekend dat in Estland grote aantallen ruige dwergvleermuizen leven, net zoals dat in Duitsland geldt voor rosse vleermuizen. Data op een kleinere schaal dan land-niveau zijn niet voorhanden.

Vissen en benthos

Als laatste wordt in voorliggend hoofdstuk een overzicht gepresenteerd van het voorkomen van vissen en benthos organismen op basis van bestaande

monitoringsprogramma's in de nabijheid van het plangebied en andere beschikbare kennis van de Noordzee.

2.1.2 Modelleren van aanvaringslachtoffers

Op basis van de MWTL en ESAS tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied Hollandse Kust (west). Deze dichtheden zijn gebruikt om de aantallen aanvaringslachtoffers te berekenen met het Band-model (Band 2012). Dit is momenteel het meest gebruikte model voor berekeningen van aanvaringslachtoffers bij windparken op zee (Masden & Cook 2016).

Voor dit model is gewerkt met dichtheden van zeevogelsoorten conform de meest recent beschikbare data. Dat wil zeggen dat voor **kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, zilvermeeuw, jan-van-gent** en **drieteenmeeuw** dichtheden conform de actualisatie van de KEC studie zijn gebruikt (KEC 3.0, Gyimesi *et al.* 2018b). **Voor de andere soorten** is gewerkt met dichtheden uit de KEC 1.0 studie (Rijkswaterstaat 2015). De dichtheden voor jan-van-gent, drieteenmeeuw, stormmeeuw en noordse stormvogel zijn conform de 1^{ste} iteratie van de dichtheidsberekeningen gebruikt. In deze 1^{ste} iteratie is gecorrigeerd voor grote dichtheden achter viskotters (Leopold *et al.* 2015). Voor de kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en zilvermeeuw conform de 2^{de} iteratie, dat wil zeggen dat alleen MWTL data is gebruikt. Voor alle andere soorten zijn ongecorrigeerde MWTL/ESAS gegevens gebruikt (cf. Rijkswaterstaat 2015).

Vogels kunnen alleen in aanvaring komen met de windturbines in vlucht. Omdat er een verschil tussen soorten bestaat in de fractie van tijd die ze in de lucht doorbrengen, wordt daarvoor in de slachtofferberekeningen gecorrigeerd door uitsluitend de vliegende vogels te gebruiken. Echter door een aantal afspraken binnen de ESAS methodologie worden tijdens deze telmethode de aantallen vliegende vogels onderschat. Daarom is er voor gekozen om uit te gaan van de totale dichtheid (zittende en vliegende) vogels per vierkante kilometer en deze te vermenigvuldigen met een correctiefactor. Deze factor is de fractie van het totale tijdsbudget waarvan de vogel in de lucht is zoals werd bepaald door Bradbury *et al.* (2014). In de berekeningen zijn vlieghoogtes gebruikt zoals bepaald door Johnston *et al.* (2014). Deze benadering en de keuze voor de overige parameterwaardes (vliegsnelheid en nachtelijke activiteit) zijn in lijn met de methodiek zoals gehanteerd in het KEC (Rijkswaterstaat 2015, 2019; zie Bijlage IV voor meer details), om de beoordeling van cumulatieve effecten mogelijk te maken. Enkele recentelijke, nieuwe inzichten in parameterwaardes van enkele soorten (bv. vliegsnelheid van grote stern (Fijn & Gyimesi 2018); nachtelijke activiteit van jan-van-gent (Furness *et al.* 2018)) zijn daardoor niet gebruikt in de huidige berekeningen.

De gemodelleerde vlieghoogteverdeling per meesterklassen door Johnston *et al.* (2014) is gebaseerd op de uitwerking van visuele- en radarsurveys ten aanzien van vlieghoogtes van verschillende soorten zeevogels verzameld in 32 potentiële offshore windparklocaties. In recente jaren zijn enkele publicaties verschenen met nieuwe inzichten ten aanzien van vlieghoogtes, zoals bijvoorbeeld voor de kleine mantelmeeuw (Corman & Garthe 2014, Ross-Smith *et al.* 2016, Thaxter *et al.* 2018). Voor de kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw zijn, op basis van data afkomstig van

GPS-zenders aangebracht aan vogels in Nederlandse, Belgische en Engelse kolonies rondom de Nederlandse Noordzee, expliciet voor het gebruik in aanvaringsmodellen nieuwe waardes bepaald voor vlieghoogte, vliegsnelheid, fractie tijd in vlucht en nachtelijke activiteit (Gyimesi *et al.* 2017a). Deze gegevens zijn verzameld in offshore gebieden en bevatten echte meetgegevens, in tegenstelling tot eerder gebruikte waardes die deels op aannames gebaseerd waren (bijvoorbeeld nachtelijke activiteit en fractie tijd in vlucht). Omdat visuele waarnemers veelal op het water en de onderste luchtlagen geconcentreerd zijn, kan de fractie hoogvliegende vogels systematisch onderschat worden. Ondanks dat GPS-zenders ook een meetfout kunnen hebben, is dat geen *biased* fout zoals de hoogtemetingen van visuele waarnemers. Daarom is aangenomen dat ook snelheid- en hoogtemetingen van GPS-zenders een verbetering zijn ten opzichte van eerdere schattingen (Gyimesi *et al.* 2017a). Ook voor grote mantelmeeuwen zijn recentelijk nieuwe gegevens van GPS-zenders beschikbaar gekomen en uitgewerkt voor broedende vogels in een Zweedse en Deense kolonie (Gyimesi *et al.* 2017b). De data van de twee kolonies leidden echter tot zeer uiteenlopende resultaten. Toepassing van deze niet eenduidige gegevens uit het broedseizoen op overwinterende dieren op de Nederlandse Noordzee is daarom als niet verantwoord beschouwd. Voor deze soort worden daarom dezelfde parameterwaardes aangehouden als in eerdere beoordelingen (Fijn *et al.* 2015b, 2015c, Gyimesi *et al.* 2016, 2017).

De totale aantallen aanvaringslachtoffers per soort zijn vervolgens berekend met soortspecifieke waarden voor uitwijking (macro- en micro-uitwijking tezamen). Deze uitwijkingsgetallen komen uit de review van Maclean *et al.* (2009) en ook deze methodologie is conform Rijkswaterstaat (2015). Zij concludeerden om uitwijkingspercentages van 99% te hanteren voor duikers, eenden, ganzen, futen, aalscholver, sterns en papegaaiduiker, 99,5% voor jan-van-gent, alkachtigen en meeuwen, en 99,9% voor noordse stormvogel en pijlstormvogels totdat betere informatie beschikbaar komt. Recent onderzoek heeft aangetoond dat GPS-gezenderde kleine mantelmeeuwen van de kolonies van Texel minder vaak en korter in bestaande Nederlandse, Belgische en Engelse windparken voorkomen dan in omliggende gebieden (Gyimesi *et al.* 2018a), waardoor de uitwijkingswaardes mogelijk hoger uitvallen dan voorheen gedacht. De berekende uitwijkingsgetallen in deze studie betreffen echter uitsluitend macro-uitwijking en konden geen uitsluitel bieden voor micro-uitwijking. Daarom zijn deze waardes niet bruikbaar voor berekeningen van aanvaringslachtoffers met het Band-model waarin de uitwijkingswaarde zowel macro- als micro-uitwijking omvat.

2.2 Vogels

2.2.1 Lokaal verblijvende vogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) verblijven diverse soorten vogels die daar buiten het broedseizoen in meer of mindere mate permanent verblijven. Sommige soorten overwinteren vanaf het najaar in het gebied en keren in het vroege voorjaar weer terug naar hun (meestal noordelijker gelegen) broedgebieden. Andere soorten maken maar enkele dagen tot meerdere weken

gebruik van het gebied. Op basis van de gegevens uit verschillende scheeps- en vliegtuigtellingen in en nabij het windenergiegebied Hollandse Kust (west) worden hieronder de diverse soorten of soortgroepen besproken (Krijgsveld *et al.* 2011; Poot *et al.* 2011a; Leopold *et al.* 2013b) aangevuld met de NCP-vogelatlassen van Baptist & Wolf (1993) en Camphuysen & Leopold (1994) en enkele recentere rapporten op soortniveau (Berrevoets & Arts 2001, 2002, 2003, Arts 2013, Fijn *et al.* 2017). Verder worden de meest recente gegevens, verzameld in het kader van de monitoring voor windpark Luchterduinen, gepresenteerd (Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018). Deze zijn gebaseerd op drie tellingen voor de bouw van het windpark in de winter van 2013/14, twee tellingen in de constructiefase in de winter van 2014/15, en drie keer vier tellingen in de operationele fase in de winter van 2015/2016, 2016/2017 en 2017/2018 rondom Luchterduinen, OWEZ en PAWP.

Deze paragraaf wordt afgesloten met tabellen waarin de maandelijks getelde dichtheden worden weergegeven voor de verschillende soorten en soortgroepen en de verschillende bronnen. In tabellen 2.5a, 2.5b en 2.5c zijn de MWTL/ESAS vliegtuig- en scheepstellingen voor Kavel VI, Kavel VII en het verkavelingsalternatief voor Kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) weergegeven.

In monitoringsrapporten van windparken Luchterduinen, PAWP en OWEZ (Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018), zijn ook vogeldichtheden gepresenteerd. Deze windparken zijn dichterbij de kust dan windenergiegebied Hollandse Kust (west). Desalniettemin worden deze dichtheden ook besproken omdat ze representatief zijn voor het voorkomen of uitwijking van de verschillende vogelsoorten van offshore windparken. Als laatste worden in tabel 2.6a, 2.6b en 2.6c de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011a) weergegeven.

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 breder zijn (Leopold *et al.* 2004). Aanvullend onderzoek naar de verspreiding van duikers in de Voordelta (Poot *et al.* 2006) onderschrijft dat duikers soms verder op zee kunnen voorkomen met name in de trektijd. Scheepstellingen in het kader van monitoring van windpark Luchterduinen laten ook een vergelijkbare verspreiding zien (Heinänen & Skov 2018). Tijdens deze tellingen zijn roodkeelduikers en parelduikers waargenomen. Andere duikersoorten kwamen in het gebied niet voor (Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018). In het algemeen wordt aangenomen dat duikers windparkgebieden vermijden (Welcker & Nehls 2016; Skov *et al.* 2017). Het windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt dermate ver op zee dat het hoofdzakelijk buiten het reguliere winterverspreidingsgebied van de duikers valt. De maximale

maandelijkse dichtheden van duikers in Kavel VI en Kavel VII het plangebied van Hollandse Kust (west) waren respectievelijk 0,05 en 0,46 vogels per km² tijdens vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011a) op basis van geïnterpoleerde dichtheden. De langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een gemiddelde dichtheid van 0,01 duikers/km² in zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west) zien. Ook in een gebied van 3 km rondom OWEZ is een lage gemiddelde dichtheid van <0,005 duikers/km² bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ is de hoogste gemiddelde dichtheid van duikers in januari bereikt met ca. 0,6 vogels/km² (Leopold *et al.* 2013b), vergelijkbaar met de dichtheden in het hele monitoringsgebied van Luchterduinen na de constructie (Heinänen & Skov 2018).

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, voor de andere soorten ligt dit percentage veel lager (Poot *et al.* 2012, Leopold *et al.* 2012). Alle futen zijn vogels van de kustzone, die nooit verder dan een paar kilometer de zee opgaan. Tijdens de langjarige MWTL/ESAS tellingen zijn in zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west) geen soorten futen waargenomen. Ook scheepstellingen in het kader van monitoring van windpark Luchterduinen laten zien dat futen en roodhalsfuten niet verder van de kust dan OWEZ voorkomen en rondom Luchterduinen en PAWP niet meer waargenomen worden (Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018). Andere fuutachtigen zijn tijdens deze tellingen nergens waargenomen. Ondanks de lage aantallen in OWEZ, hebben modelresultaten aangetoond dat futen windparkgebieden mogelijk vermijden (Skov *et al.* 2017). Om deze redenen zijn geen van de futensoorten relevant voor windparken op zee buiten de 10 NM zone.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel is een zeer talrijke soort op het NCP, maar komt voornamelijk in de noordelijke helft voor. Zijn gedrag is echter tamelijk onvoorspelbaar en op allerlei momenten in het jaar, en onder zeer diverse weersomstandigheden zijn omvangrijke invasies gezien 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 iedere willekeurige locatie verder op zee in de Zuidelijke Bocht invliegen. De langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een gemiddelde dichtheid van respectievelijk 0,29 en 0,18 noordse stormvogels/km² in Kavel VI en Kavel VII van het gebied van Hollandse Kust (west) zien. Tijdens scheepstellingen in het kader van monitoring van windpark Luchterduinen zijn slechts zeer weinig noordse stormvogels waargenomen (Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018). In een gebied 3 km rondom OWEZ is een lage gemiddelde dichtheid van <0,005 noordse stormvogels/km² bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). In surveys rondom PAWP en OWEZ was de hoogste gemiddelde dichtheid aan noordse stormvogels in april, ca. 0,025 vogels/km² (Leopold *et al.* 2013b).

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. Vale pijlstormvogels worden jaarlijks vanaf de kust langs vliegend gezien, maar nooit in grote aantallen en waarnemingen op zee zijn uitermate schaars. De aantallen kuhls pijlstormvogels en grote pijlstormvogels zijn nog lager en deze soorten worden minder dan jaarlijks waargenomen vanaf de kust. Ook de beide soorten stormvogeltjes die door de Nederlandse kustzone trekken (stormvogeltje en vaal stormvogeltje) worden jaarlijks slechts in zeer lage aantallen waargenomen. Alle andere soorten komen alleen als dwaalgast in Nederlandse wateren voor. De langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een gemiddelde dichtheid van respectievelijk 0,02 en 0 stormvogeltje/km² in Kavel VI en Kavel VII van het gebied van Hollandse Kust (west) zien. In zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west) zijn tijdens de MWTL/ESAS tellingen geen grauwe pijlstormvogels, noordse pijlstormvogels en vaal stormvogeltje waargenomen. Tijdens de boottellingen in een gebied 3 km rondom OWEZ zijn pijlstormvogels waargenomen, maar in zeer lage aantallen (Leopold *et al.* 2011). Daardoor zijn ze geen van alle relevant voor windenergiegebied Hollandse Kust (west).

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 het windenergiegebied Hollandse Kust (west) als regulier verspreidingsgebied heeft. Op basis van geïnterpoleerde dichtheden was de maximale maandelijkse dichtheid van jan-van-genten in het plangebied van Hollandse Kust (west) tijdens vliegtuigtellingen 0,78 vogels/km² in Kavel VI en 0,47 vogels/km² in Kavel VII (Poot *et al.* 2011a). De langjarige MWTL/ESAS tellingen laten een gemiddelde dichtheid van respectievelijk 0,31 en 0,25 jan-van-genten/km² in Kavel VI en Kavel VII van het gebied van Hollandse Kust (west) zien. 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 er bij jan-van-genten gewinning kan optreden ten aanzien van de aanwezigheid van een windpark (Furness 2016). In een gebied van 3 km rondom het bestaande windpark OWEZ is een gemiddelde dichtheid van 0,03 jan-van-genten/km² bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ was de hoogste dichtheid van jan-van-genten in januari met 0,3 vogels/km² (Leopold *et al.* 2013b).

Aalscholvers

De aalscholver krijgt 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, zoals (gas)platforms en windparken op zee zoals Luchterduinen, PAWP en OWEZ om hun veren te drogen tijdens het foerageren (Heinänen & Skov 2018). Op open zee, waar dit soort structuren ontbreken, worden ze veel minder waargenomen (Poot *et al.*

2011a). Tijdens de langjarige MWTL/ESAS tellingen zijn in zowel Kavel VI als Kavel VII van het gebied van Hollandse Kust (west) geen aalscholvers waargenomen. In een gebied 3 km rondom het bestaande windpark OWEZ is een gemiddelde dichtheid van 0,09 aalscholvers/km² bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ is de hoogste gemiddelde dichtheid van aalscholvers in oktober bereikt met ca. 0,5 vogels/km² (Leopold *et al.* 2013b). In de broedperiode waren de dichtheden lager (Leopold *et al.* 2013b). Vanwege de periode van het jaar en de afstand tot de kust betreft dit waarschijnlijk overwegend niet-broedvogels. Gegeven dat bestaande windparken Luchterduinen, PAWP en OWEZ al door aalscholvers in gebruik zijn genomen, kan een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) mogelijk ook gekoloniseerd worden door niet-broedvogels, hoewel Hollandse Kust (west) wel verder van de kust komt te liggen dan de genoemde bestaande windparken.

Kuifaalscholvers broeden niet in Nederland maar vooral jonge vogels van de Britse Eilanden steken over om hier te overwinteren en maken dan vaak gebruik van platforms op zee. Ook in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) is deze soort in lage dichtheden te verwachten. Echter, tijdens de MWTL/ESAS tellingen werden in zowel Kavel VI als Kavel VII van het gebied geen kuifaalscholvers vastgesteld. Tijdens OWEZ tellingen is een gemiddelde dichtheid van <0,005 vogels/km² bepaald (Krijgsveld *et al.* 2011).

Zee-eenden

Diverse soorten zee-eenden en eenden hebben de zee als habitat en overwinteren in grote aantallen in de Nederlandse Noordzee. Met name zwarte en grote zee-eenden en de 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. Deze omstandigheden doen zich niet voor in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). 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). Tijdens de MWTL/ESAS tellingen zijn zwarte zee-eenden, grote zee-eenden en eiders in beide kavels van het gebied van Hollandse Kust (west) niet gezien. Tijdens scheepstellingen in het kader van monitoring van windpark Luchterduinen zijn zee-eenden vooral in het kustgebied waargenomen, maar onregelmatig zijn ook verder offshore vooral zwarte zee-eenden waargenomen (Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016).

Zee-eenden hebben geen binding met bepaalde open zeegebieden in de buurt van Hollandse Kust (west) waardoor valt uit te sluiten dat ze tijdens hun vluchten tussen verschillende foerageergebieden het plangebied zouden doorkruisen. Vliegbewegingen van zee-eendensoorten in het plangebied zullen dus vooral vogels op doortrek betreffen. Kavel VI en Kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) liggen op ruim 40 km van de begrenzing van het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en respectievelijk op 60 km en ruim 70 km van het Natura 2000-

gebied Waddenzee. Deze Natura 2000-gebieden zijn met een foerageerfunctie voor meerdere zee-eendensoorten aangewezen. Gezien de afstand tot deze Natura 2000-gebieden zullen geen dagelijkse vluchten van en naar deze gebieden door windenergiegebied Hollandse Kust (west) plaatsvinden en zal de foerageerfunctie van deze gebieden niet aangetast worden. Bovendien vliegen zee-eenden altijd ver onder de tiplaaft (Krijgsveld *et al.* 2011). Zodoende kan bij zee-eenden vanuit deze Natura 2000-gebieden geen sprake zijn van verstoring, barrièrewerking of meer dan incidentele aanvaringen met windturbines van Hollandse Kust (west).

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 verspreidings-patroon op zee volgt een groot deel van deze vogels een route op zee waarbij het waarschijnlijk is dat deze soorten door het windenergiegebied Hollandse Kust (west) trekken. 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 windenergiegebied Hollandse Kust (west). De huidig beschikbare tellingen laten echter zeer lage aantallen jagers in het gebied zien. In Kavel VI van Hollandse Kust (west) zijn gemiddeld 0,005 grote jagers/km² vastgesteld tijdens MWTL/ESAS tellingen, terwijl in Kavel VII grote jagers niet zijn waargenomen. Kleine, middelste en kleinste jager zijn in beide kavels niet gezien. Tijdens panoramascans zijn in een gebied 3 km rondom OWEZ zowel grote, middelste en kleine jagers waargenomen, maar in zeer lage aantallen, en slechts voor grote jager kon een gemiddelde dichtheid van <0,005 vogels/km² worden bepaald (Krijgsveld *et al.* 2011).

Meeuwen

Meeuwen zijn numeriek meestal de dominante vogels in de Zuidelijke Bocht. De hoogste dichtheden worden in de kustzone bereikt, maar ze komen ook altijd en overal op zee voor, en soms in grote concentraties. Dit laatste vooral achter viskotters, waardoor de locaties met dergelijke concentraties (tot vele duizenden vogels) tamelijk onvoorspelbaar zijn. Op zee zijn de 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 slaapplek. Rustende meeuwen kunnen op ieder verlaten strand of duinmeer gaan zitten, inclusief de locaties waar zich in de zomer kolonies bevinden. Ook op en in de nabijheid van platforms op zee slapen vele soorten 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 dit zijn 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 0,41; 0,39 en 0,23 vogels/km² in Kavel VI van het gebied van Hollandse Kust (west) en respectievelijk 0,34; 0,42 en 0,24 vogels/km² in Kavel VII van het gebied van Hollandse Kust (west). 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; Skov *et al.* 2015a). Dat zal de reden kunnen zijn waarom in een recente studie kleine mantelmeeuwen uit de kolonie op Texel de windparken OWEZ en PAWP bleken te vermijden (Gyimesi *et al.* 2018a). Ook in windpark OWEZ, inclusief een zone van 3 km eromheen, zijn gemiddelde dichtheden van slechts 0,1; 0,1 en 0,05 vogels/km² bepaald tijdens panoramascans vanaf een meetmast voor respectievelijk kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw (Krijgsveld *et al.* 2011). In latere surveys rondom PAWP en OWEZ bedroeg de hoogste gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuwen ca. 2,5 vogels/km² in april, ca. 2 zilvermeeuwen/km² in november en ca. 1,4 grote mantelmeeuwen/km² in september (Leopold *et al.* 2013b).

Drieteenmeeuwen komen voornamelijk boven open zee voor, en zijn de dominante kleine meeuwensoort in het gebied van Hollandse Kust (west). Vooral tijdens de trek komen soms aanzienlijke aantallen verder op zee voor. Van de kleinere soorten meeuwen zitten de meeste kok-, storm- en dwergmeeuwen in de kustzone. Kokmeeuwen steken jaarlijks in grote aantallen over naar Engeland. Stormmeeuwen komen in een brede band voor de Nederlandse kust voor (vooral in de winter) en het plangebied ligt buiten hun kerngebied. Dwergmeeuwen komen in Nederland vooral voor als trekvogel. Jaarlijks trekt een zeer groot deel van de gehele populatie over het Nederlandse deel van de Noordzee. Deze trek kan tamelijk ver op zee plaatsvinden, zoals boven de Bruine Bank, en is waargenomen tot aan 80 km van de kust (Leopold *et al.* 2004, Poot *et al.* 2011a, Leopold *et al.* 2012). In het najaar verloopt de trek voornamelijk van noordoost naar zuidwest en in het voorjaar de andere kant op (Camphuysen 2009). Tijdens de scheepstellingen zijn in en nabij het windpark Luchterduinen drieteenmeeuwen, kokmeeuwen, stormmeeuwen en dwergmeeuwen vastgesteld (Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018). Op basis van de MWTL/ESAS tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van deze soorten respectievelijk 0,32; 0,004; 0,12 en 0,13 vogels/km² in Kavel VI van het gebied van Hollandse Kust (west) en respectievelijk 0,45; 0,02; 0,13 en 0,10 vogels/km² in Kavel VII van het gebied van Hollandse Kust (west).

Sterns

Sterns komen met name in de trektijd voor langs de Nederlandse kust. De aantallen kunnen groot zijn: tienduizenden visdieven, noordse sterns en grote sterns en ook grote aantallen zwarte sterns die ten (noord)oosten van Nederland broeden. Grote

sterns komen tijdens de voorjaarsstrek en in de nazomer voor in het gebied met een maximale maandelijkse dichtheid van 0,88 vogels/km² in Kavel VI en 0,19 vogels/km² in Kavel VII (Poot *et al.* 2011a). Deze grote sterns zijn niet alleen afkomstig uit Nederland maar ook uit een groot deel van de NW Europese metapopulatie. Vogels die ten noorden van Nederland broeden, zoals visdieven en noordse sterns uit Schotland, IJsland en Scandinavië, en zwarte sterns uit Oost-Europa trekken ook ver over zee en kunnen het windenergiegebied kruisen. Deze vogels kunnen ook ver op zee bezig zijn met de balts (Camphuysen 1991) of kunnen hier na het broedseizoen enige tijd in groepen verblijven (Camphuysen & Winter 1996). Dwergsterns zijn in hun 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 beide kavels niet voor. Volgens deze tellingen bedraagt de gemiddelde dichtheid van de grote stern respectievelijk 0,005 en 0,0004 vogels/km² in Kavel VI en Kavel VII van Hollandse Kust (west) en de gemiddelde dichtheid van de soortgroep visdief/noordse stern respectievelijk 0,08 en 0,16 vogels/km² in Kavel VI en Kavel VII. Tijdens scheepstellingen zijn in en nabij windpark Luchterduinen in de zomer lage aantallen visdieven, grote sterns en noordse sterns vastgesteld (Skov *et al.* 2015b) en in de winter uitsluitend een verwaarloosbaar aantal grote sterns (Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018).

Alkachtigen

Vier soorten alkachtigen komen op zee op het NCP regulier 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. De papegaaiduiker en de 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). De zeekoet is in en rondom windpark Luchterduinen de meest talrijke alkachtige (Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016; Skov *et al.* 2017; Heinänen & Skov 2018). Op basis van de MWTL/ESAS tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van zeekoeten en alken respectievelijk 3,12 en 0,82 vogels/km² in Kavel VI van Hollandse Kust (west) en respectievelijk 3,15 en 0,83 vogels/km² in Kavel VII van Hollandse Kust (west). Geïnterpoleerde dichtheden uit de vliegtuigtellingen (Poot *et al.* 2011a) zijn alleen beschikbaar voor de alk en voor de soortgroep (alk/zeekoet) samen. De maximale maandelijkse dichtheid van deze soorten in Kavel VI en Kavel VII van Hollandse Kust (west) bedroeg respectievelijk 1,46 en 1,66 vogels per km² voor alk en respectievelijk 7,37 en 5,22 vogels per km² voor alk/zeekoet. Tellingen in bestaande windparken lieten zien dat alkachtigen windparkgebieden vermijden (Leopold *et al.* 2013b). Zo is in een gebied 3 km rondom het bestaande windpark OWEZ een gemiddelde dichtheid van <0,005 vogels/km² bepaald voor deze soorten tijdens panoramascans vanaf een meetmast (Krijgsveld *et al.* 2011). Op basis van de MWTL/ESAS tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van papegaaiduikers en kleine alken respectievelijk 0,0006 en 0,008 vogels/km² in Kavel VI van Hollandse Kust (west) en respectievelijk 0,006 en 0,005 vogels/km² in Kavel VII van Hollandse Kust (west).

Tabel 2.5a Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in Kavel VI (a), Kavel VII (b) en het verkavelingsalternatief van Kavel VI (c) van Hollandse Kust (west). Tweemaandelijks dichtheden zijn bepaald op basis van ESAS/MWTL tellingen conform Rijkswaterstaat (2019) voor kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, zilvermeeuw, jan-van-gent, drieteenmeeuw en grote jager, en conform Rijkswaterstaat (2015) voor de andere soorten.

soort/soortgroep	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alk	3,2	0,0	0,0	0,0	0,2	1,5
drieteenmeeuw	0,4	0,2	0,2	0,0	0,6	0,5
<i>duikers</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergmeeuw	0,0	0,6	0,0	0,0	0,1	0,0
fuut	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote mantelmeeuw	0,2	0,1	0,1	0,3	0,4	0,3
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
jan van gent	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,9
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	0,6	0,8	0,4	0,3	0,4	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 stormvogel	0,8	0,2	0,2	0,0	0,1	0,5
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
stormmeeuw	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
vaal stormvogeltje	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
visdief/noordse stern	0,0	0,4	0,0	0,1	0,0	0,0
zeekoet	5,8	0,7	0,0	0,6	4,6	7,0
zilvermeeuw	0,4	0,5	0,3	0,2	0,5	0,5
zwarte zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1	0,0

b zie boven

soort/soortgroep	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	0,4	2,2
drieteenmeeuw	0,6	0,8	0,0	0,1	0,6	0,6
<i>duikers</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergmeeuw	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
fuut	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote mantelmeeuw	0,3	0,1	0,1	0,1	0,5	0,3
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
jan van gent	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3	0,5
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	0,5	0,5	0,4	0,3	0,3	0,0
kokmeeuw	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kuifaalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse stormvogel	0,2	0,1	0,3	0,0	0,1	0,3
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
stormmeeuw	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
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	0,9	0,0	0,1	0,0	0,0
zeekoet	5,6	1,0	0,0	0,4	6,5	5,5
zilvermeeuw	0,5	0,7	0,1	0,2	0,4	0,6
zwarte zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

c zie boven

soort/soortgroep	feb	apr	jun	aug	okt	dec
aalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alk	5,9	0,0	0,0	0,0	0,3	1,6
drieteenmeeuw	0,4	0,3	0,0	0,2	0,5	0,6
<i>duikers</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dwergmeeuw	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
fuut	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
grote mantelmeeuw	0,3	0,1	0,0	0,1	0,3	0,3
grote stern	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
jan van gent	0,1	0,2	0,1	0,2	0,4	0,4
kleine alk	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
kleine jager	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kleine mantelmeeuw	0,4	0,5	0,4	0,4	0,4	0,0
kokmeeuw	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kuifaalscholver	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
noordse stormvogel	0,7	0,1	0,7	0,0	0,4	0,6
papegaaiduiker	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
stormmeeuw	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
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	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
zeekoet	4,7	0,9	0,0	0,1	6,1	6,2
zilvermeeuw	0,3	0,5	0,1	0,1	0,3	0,6
zwarte zee-eend	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabel 2.6a Gemiddelde dichtheden van vogels in Kavel VI (a), Kavel VII (b) en het verkavelingsalternatief voor Kavel VI (c) van Hollandse Kust (west) op basis van geïnterpoleerde gegevens van vogels geteld vanuit vliegtuigen (Poot et al. 2011a).

soort/soortgroep	2010						2011		
	5	7	8	9	10	11	1	2	4
<i>duikers</i>						0,02	0,05	0,02	
jan-van-gent		0,14	0,78	0,26	0,30	0,34		0,03	
dwergmeeuw						0,14		0,22	1,35
drieteenmeeuw			0,00	2,71	0,95	0,20	0,41	1,86	
<i>grote meeuwen</i>	1,30	1,37	0,31	6,35	0,36	0,71	0,45	0,97	1,11
grote stern	0,00	0,00	0,19						0,88
alk						0,06	1,46	0,32	
<i>alkachtigen</i>			0,02	0,01	7,37	0,23	2,25	4,28	1,37

Tabel 2.6b Zie boven

soort/soortgroep	2010						2011		
	5	7	8	9	10	11	1	2	4
<i>duikers</i>						0,02	0,46	0,01	
jan-van-gent		0,11	0,47	0,36	0,35	0,32		0,02	
dwergmeeuw						0,13		0,20	0,28
drieteenmeeuw			0,00	3,03	0,67	0,67	0,62	1,67	
<i>grote meeuwen</i>	0,72	0,86	0,28	8,18	0,34	0,71	0,91	0,96	0,36
grote stern	0,00	0,00	0,19						0,11
alk						0,08	1,66	0,20	
<i>alkachtigen</i>		0,03	0,02	0,16	5,22	0,27	3,91	2,51	0,26

Tabel 2.6c Zie boven

soort/soortgroep	2010					2011			
	5	7	8	9	10	11	1	2	4
<i>duikers</i>						0,01	0,19	0,01	
jan-van-gent		0,09	0,27	0,17	0,22	0,30		0,02	
dwergmeeuw						0,12		0,18	0,07
drieteenmeeuw			0,01	0,97	0,14	2,75	0,96	0,88	
<i>grote meeuwen</i>	0,34	0,31	0,25	3,00	0,26	0,68	2,09	1,00	0,32
grote stern	0,00	0,00	0,29						0,40
alk						0,16	1,73	0,10	
<i>alkachtigen</i>		0,58	0,03	0,07	1,85		3,72	0,86	0,28

2.2.2 Kolonievogels

Binnen de begrenzing van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) broeden geen vogels, echter diverse soorten die broeden aan de kust komen tijdens (dagelijkse) foerageervluchten op zee in het gebied tijdens het broedseizoen. Broedvogels van de Nederlandse kusten die *tijdens foerageervluchten* hun voedsel op zee verzamelen zijn aalscholvers, diverse soorten meeuwen (grote & kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw en kokmeeuw) en verschillende soorten sterns (dwergstern, noordse stern, visdief en grote stern). In het buitenland broeden daarnaast een aantal soorten die (zeer) lange foerageertochten maken en daarmee in Nederlandse wateren kunnen voorkomen zoals jan-van-gent, noordse stormvogel, drieteenmeeuw, alk en zeekoet. Ook de eider broedt aan de Nederlandse kust en foerageert op de Noordzee, echter deze soort maakt geen foerageervluchten en is daarom niet behandeld in deze paragraaf. In tabel 2.7 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare informatie over foerageerrange per soort die vervolgens in meer detail wordt uitgewerkt in het resterende deel van deze paragraaf.

Tabel 2.7 Samenvattende tabel van beschikbare informatie over foerageerrange van kolonievogels broedend rond de Zuidelijke Noordzee op basis van de reviews van Thaxter et al. (2012a), Lascelles et al. (2012), en diverse directe bronnen (zie tekst).

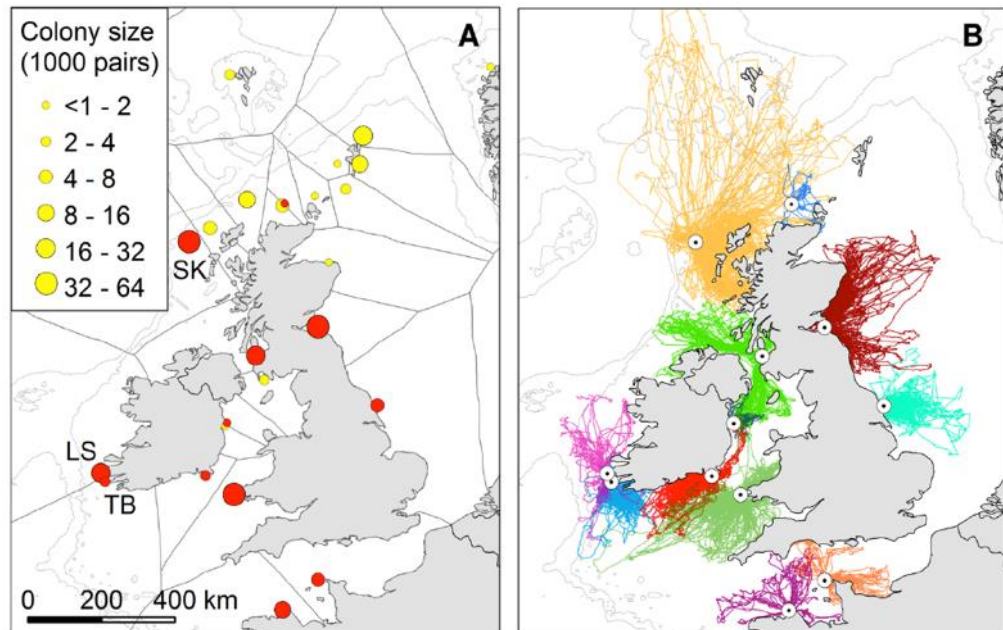
soort	gemiddelde afstand tot kolonie	gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	93	229	590
aalscholver	5	28	35
noordse stormvogel	48	400	800
drieteenmeeuw	25	66	200
kokmeeuw*	11	26	40
stormmeeuw*^	25	50	50
kleine mantelmeeuw	80	141	181
zilvermeeuw^	11	61	92
grote mantelmeeuw*	80	141	181
dwergstern	2	6	11
noordse stern	7	24	30
visdief	5	15	30
grote stern	12	49	54
zeekoet	38	84	200
alk	24	49	95

* geen bewijs op basis van tracking data met radiozenders of GPS-dataloggers

^ Vogels uit Nederlandse kolonies veel meer kustgebonden verspreiding.

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. 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 foerageer afstand van broedende jan-van-genten (figuur 2.2).



Figuur 2.2 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).

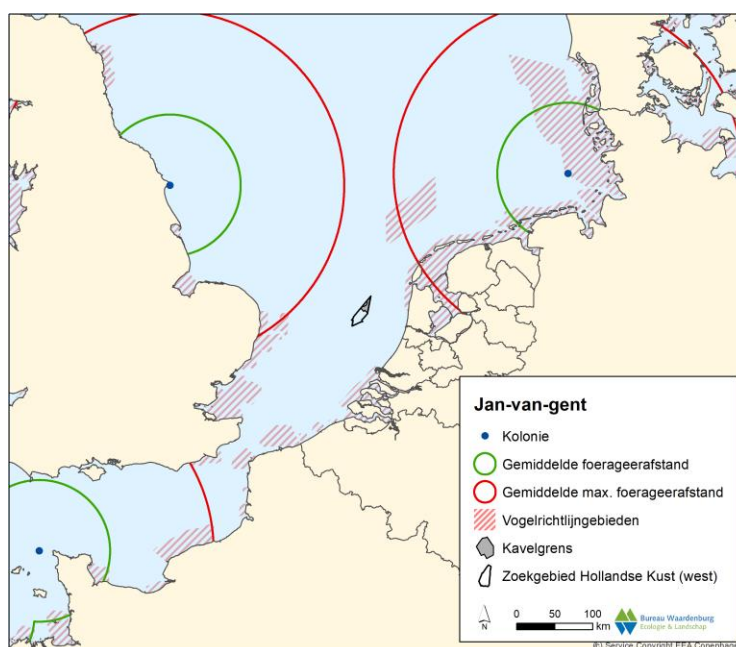
Tijdens een foerageertocht kunnen jan-van-genten zeer lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energiezuinige vliegwijze en lange tripduur. Wel is het zo dat de maximale afstand tot de kolonie daarmee niet automatisch ook erg groot is. Gebaseerd op de maximale vliegsnelheid en de duur van 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

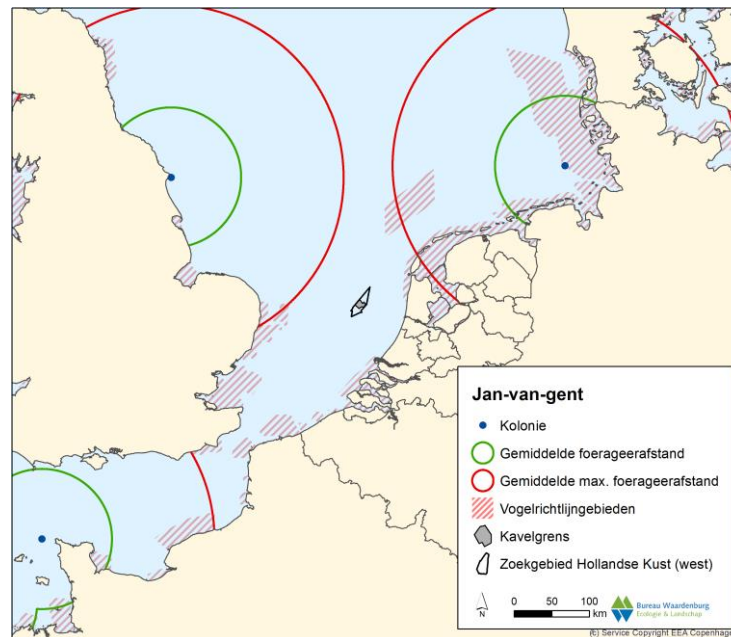
(veel) korter. Uit een studie met GPS loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange $63,6 \pm 8,9$ km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011).

Naast deze nieuwe gegevens over de foerageerrange is het ook zo dat de foerageerafstand van jan-van-genten evenredig is met de grootte van een kolonie (Lewis *et al.* 2001). Aangezien zowel Bempton Cliffs (2.552 paar) als Helgoland (222 paar) relatief kleine kolonies zijn, worden ook geen grote foerageerafstanden verwacht voor deze vogels en zullen tochten tot aan de Nederlandse kust een uitzondering vormen. Op basis van deze theorie is dus ook te verwachten dat de foerageerrange van de vogels uit de kolonie op Helgoland nog lager zal zijn dan die van Bempton Cliffs door de kleinere koloniegrootte. Daarnaast laten jan-van-genten een duidelijk ontwijkingsgedrag zien in de buurt van offshore windmolenparken (Skov *et al.* 2016; Dierschke *et al.* 2016).

Naar aanleiding van een review van verschillende GPS studies wordt momenteel een gemiddelde maximum foerageerafstand van 229 km (95% van de vogels binnen deze afstand) aangehouden en een gemiddelde foerageerafstand van 93 km van de kolonie (Thaxter *et al.* 2012a). Dit zijn waarden die werden gemeten in de kolonie van Bempton Cliffs. Uitgezet op een kaart (fig. 2.3a en b) blijkt dat windenergiegebied Hollandse Kust (west) daarmee buiten bereik van de kolonie van Bempton Cliffs (~300 km), Helgoland (~320 km), Alderney (~530 km) en Rouzic (~660 km). Aanvaringssslachtoffers uit kolonies van jan-van-genten worden daarom **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 2.3a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (93 en 229 km) vanuit jan-van-genten kolonies rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west).



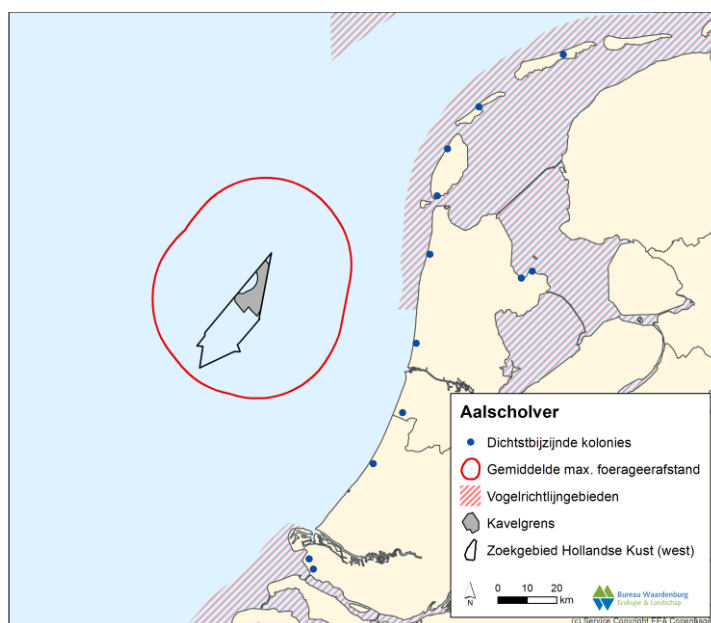
Figuur 2.3b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (93 en 229 km) vanuit jan-van-genten kolonies rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west).

Aalscholvers

Op basis van meerdere studies naar de foerageerrange van aalscholvers kan worden samengevat dat deze gemiddeld zo'n 5 km (max 35 km) en een gemiddeld maximum van 25 km heeft (Thaxter *et al.* 2012a). In Nederland zijn echter veel grotere foerageerafstanden 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 aalscholvers 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 de broedkolonie aangetoond voor aalscholvers (Fijn *et al.* 2014b).

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 gebied van Hollandse Kust (west) zijn tijdens ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen in beide kavels geen aalscholvers waargenomen. Na constructie van de windturbines kan deze situatie echter wezenlijk veranderen, zoals dit in OWEZ, PAWP en Luchterduinen ook al gebeurd is. Het is echter onbekend in welke mate aalscholvers in deze bestaande windparken broedende vogels zijn. Bovendien liggen beide kavels van Hollandse Kust (west), op basis van de eerder genoemde foerageerafstanden, niet binnen het bereik van vogels uit nabije kolonies aan de Nederlandse kust (fig. 2.4a en b). Aanvaringslachtoffers uit kolonies van aalscholvers worden daarom **niet** behandeld in dit MER.



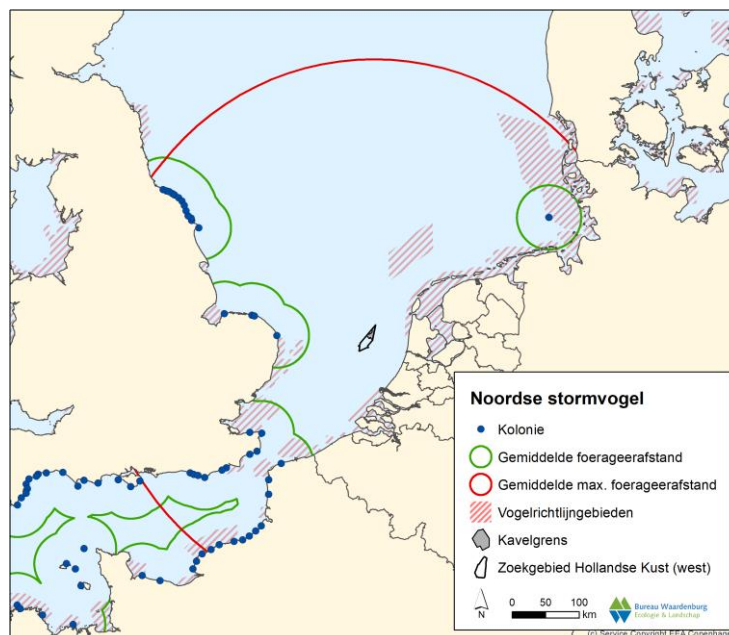
Figuur 2.4a Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholvers rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west).



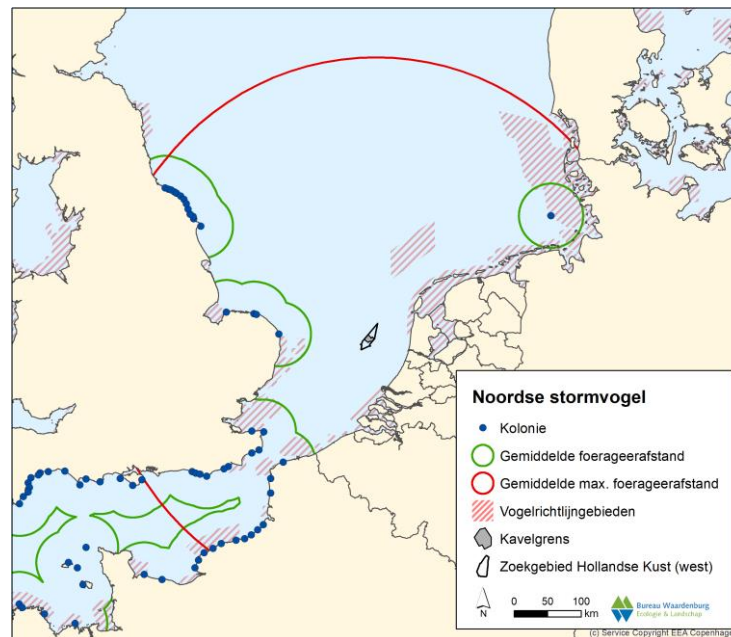
Figuur 2.4b Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholvers rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west).

Noordse stormvogel

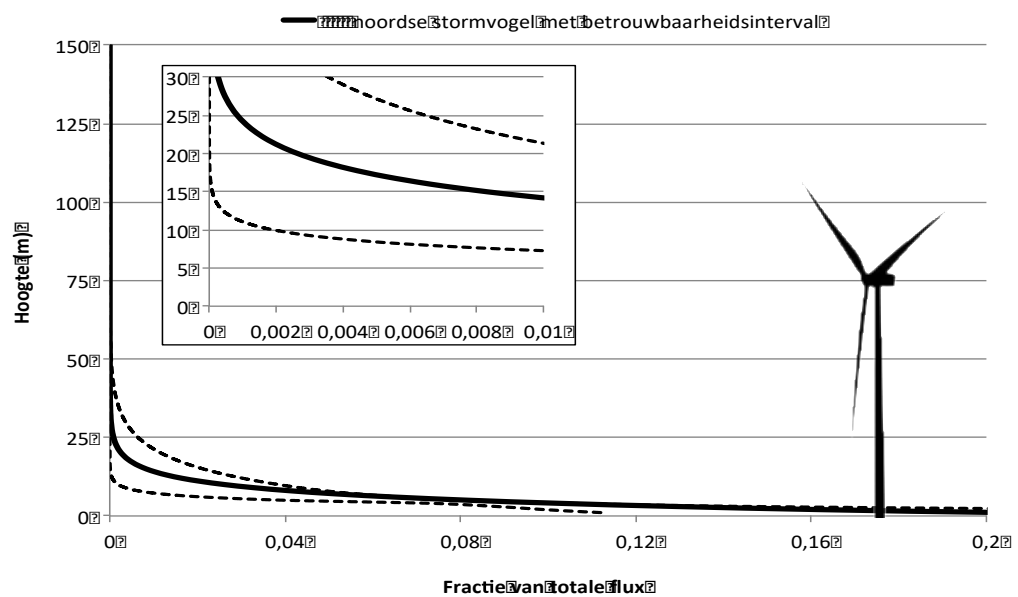
De noordse stormvogel heeft potentieel een grote foerageerrange vanuit de kolonie doordat ze meerdaagse trips kunnen maken. Maximale tripranges van enkele honderden tot meer dan duizend kilometer van de kolonie zijn in het verleden vastgesteld (b.v. Dunnet & Ollason 1982, Falk & Møller 1995). De meeste 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). Over het algemeen worden voor noordse stormvogels foerageerafstanden aangehouden van gemiddeld 48 km, met een gemiddeld maximum van 400 km (maximaal 664 km) (Thaxter *et al.* 2012a, Lascelles *et al.* 2012). Op basis van deze gegevens kunnen noordse stormvogels uit de kolonies in Noord-Frankrijk en aan de zuid- en oostkust van Engeland (Mitchell *et al.* 2004, Kerbiriou *et al.* 2012) Kavel VI en Kavel VII in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) bereiken tijdens foerageervluchten in het broedseizoen (figuur 2.5a en b). Noordse stormvogels vliegen echter bijna uitsluitend vlak boven het wateroppervlak (Johnston *et al.* 2014). De fractie die op rotorhoogte vliegt is maximaal 0,0033 van de totale flux (figuur 2.6). De aantallen aanvaringssslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn. Aanvaringssslachtoffers uit kolonies van noordse stormvogels worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 2.5a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (48 en 400 km) vanuit noordse stormvogel kolonies rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west).



Figuur 2.5b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (48 en 400 km) vanuit noordse stormvogel kolonies rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west).

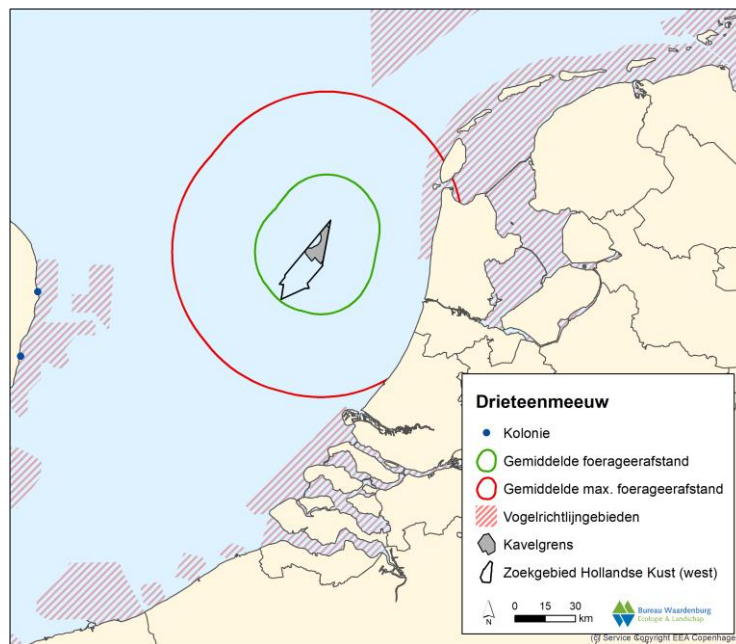


Figuur 2.6 Hoogteverdeling van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).

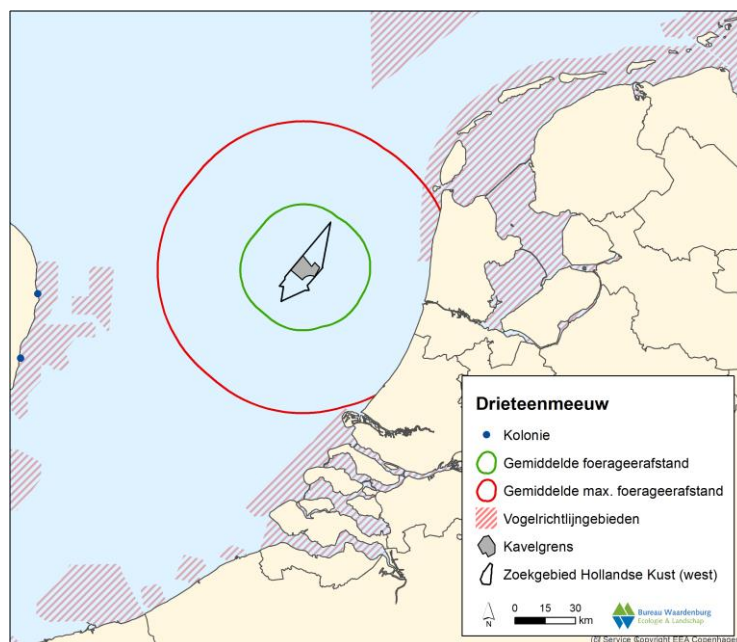
Drieteenmeeuw

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). Over het algemeen worden voor drieteenmeeuwen foerageerafstanden aangehouden van gemiddeld 25 km (max 200 km), met een gemiddeld maximum van 66 km (Thaxter *et al.* 2012a, Lascelles *et al.* 2012). Op basis van deze gegevens kunnen drieteenmeeuwen uit de meest nabije

kolonies (aan de zuidoostkust van Engeland (Mitchell *et al.* 2004)) het windenergiegebied Hollandse Kust (west) niet bereiken (fig. 2.7a en b), en zijn reguliere vliegbewegingen van broedvogels door het gebied niet te verwachten. Aanvaringslachtoffers uit kolonies drieteenmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



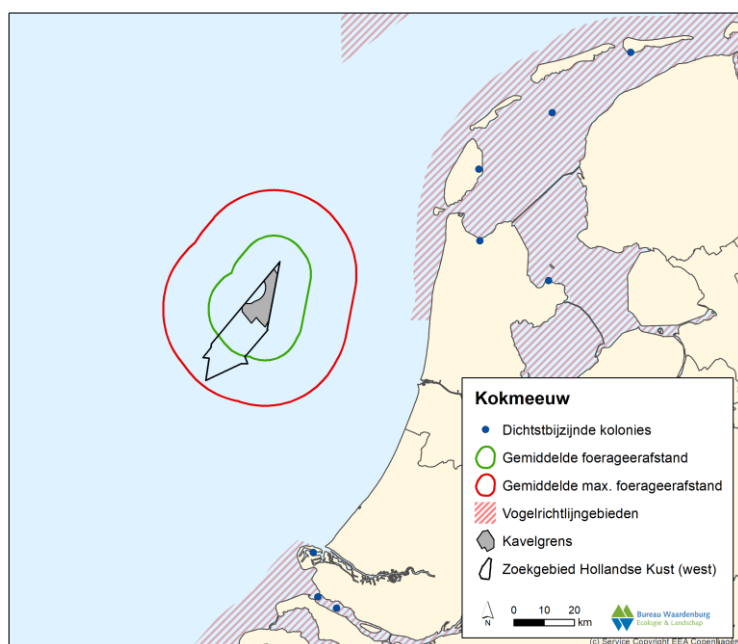
Figuur 2.7a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VI ligt **niet** binnen het bereik van de kolonies.



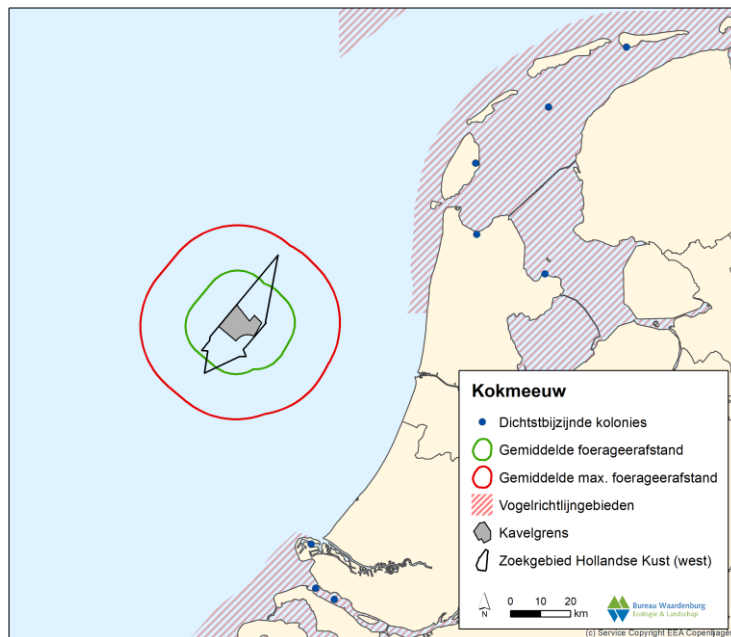
Figuur 2.7b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VII ligt **niet** binnen het bereik van de kolonies.

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 surveygegevens is een gemiddelde afstand van 11 km (max 40 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 26 km. In OWEZ werden ook in het voorjaar en zomer foeragerende kokmeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011), waarvan alleen niet bekend is of dit broedende exemplaren waren, maar het meest waarschijnlijk is dat dit (sub-adulte) niet-broedende vogels zijn. Tijdens ESAS sloopstellingen en MWTL vliegtuigtellingen zijn kleine aantallen kokmeeuwen waargenomen in Kavel VI en Kavel VII van Hollandse Kust (west). De waarnemingen concentreerden zich echter buiten het broedseizoen, en daarom zullen in het gebied vooral overtrekkende en overwinterende kokmeeuwen voorkomen. Ook tijdens vliegtuigtellingen in 2010/2011 zijn kokmeeuwen slechts in lage gemiddelde dichtheden waargenomen (Poot *et al.* 2011a). Bovendien liggen er geen kolonies binnen het bereik van het gebied van Hollandse Kust (west) (fig. 2.8a en b). Aanvaringslachtoffers uit kolonies kokmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



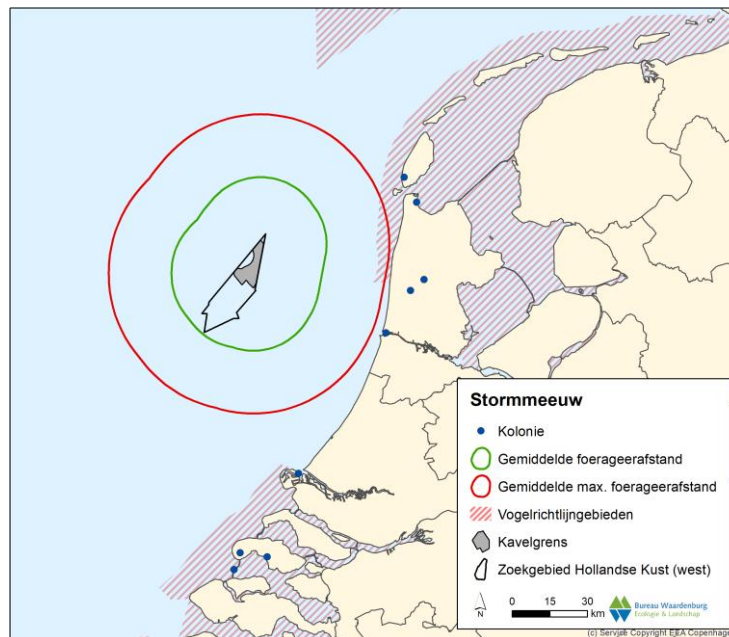
Figuur 2.8a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (11 en 26 km) vanuit kokmeeuw kolonies rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VI ligt **niet** in het maximale bereik van een kolonie in Nederland.



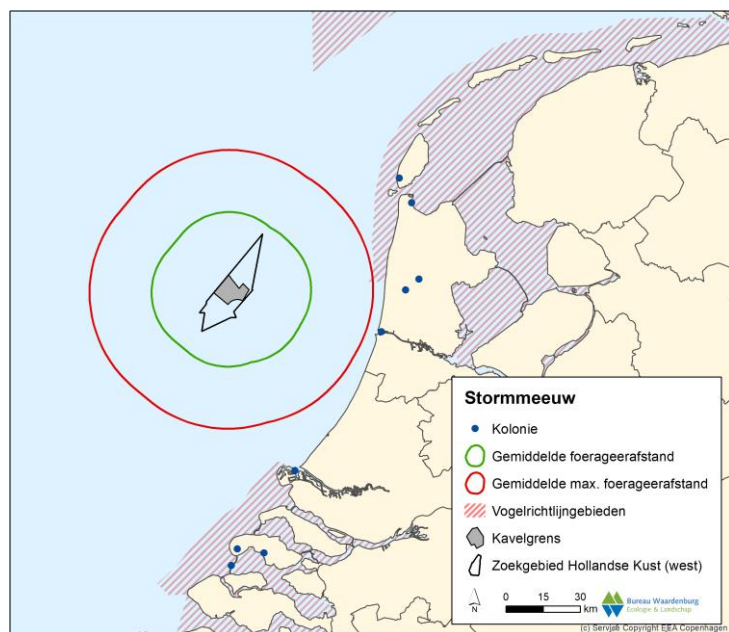
Figuur 2.8b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (11 en 26 km) vanuit kokmeeuw kolonies rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VII ligt **niet** in het maximale bereik van een kolonie in Nederland.

Stormmeeuw

In OWEZ zijn in het voorjaar en zomer foeragerende stormmeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011). Van deze vogels is het echter onbekend of dit broedende exemplaren waren. Bovendien komen, net zoals bij kokmeeuwen, de hoogste dichtheden buiten het broedseizoen voor die grotendeels overtrekkende of in Nederland overwinterende vogels betreffen en geen Nederlandse broedvogels. 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 surveygegevens is een gemiddelde afstand van 25 km (max. 50 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 50 km. De kolonies van stormmeeuwen aan de Nederlandse kust liggen hierdoor buiten het bereik van beide kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (fig. 2.9a en b). Aanvaringssslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom **niet** verder behandeld in dit MER.



Figuur 2.9a Kolonies binnen de gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) van stormmeeuwen rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VI ligt **niet** binnen het bereik van kolonies in Nederland.



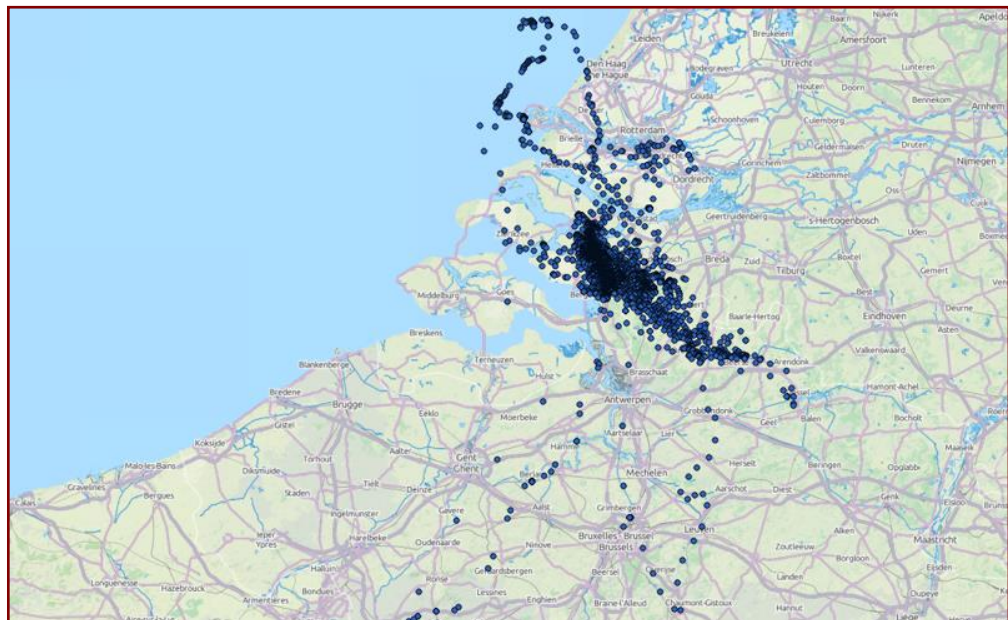
Figuur 2.9b Kolonies binnen de gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) van stormmeeuwen rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VII ligt **niet** binnen het bereik van kolonies in Nederland.

Kleine mantelmeeuw

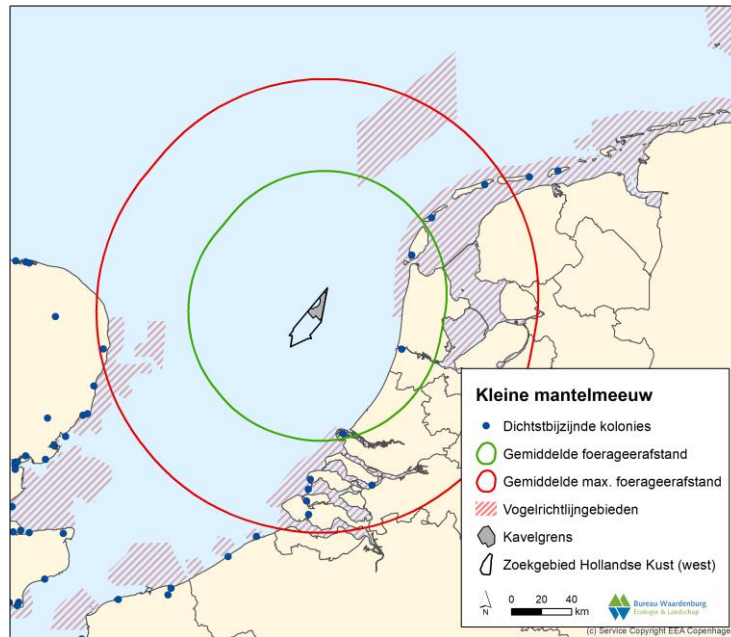
Kleine mantelmeeuwen zijn zeer goede vliegers (Camphuysen 1995, Ens 2007, Ens *et al.* 2009) en foerageren als enige van de Nederlandse meeuwen ver buiten de kustzone. Op basis van GPS-logger onderzoek is een gemiddelde range van 72 km (max 181 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a, 2012b, 2015). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) is gebleken dat de soort 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 korter dan 25 km (figuur 2.10). Op basis van de *gemiddelde maximale foerageerrange* van 141 km liggen Kavel VI en Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west) binnen de foerageerafstand van een groot aantal kolonies in Nederland en een enkele kolonie aan de oostkust van het Verenigd Koninkrijk (fig. 2.11a en b). Tochten met een lengte van de maximale foerageerafstand zijn echter incidenteel en kunnen niet beschouwd worden als gebruikelijk foerageergedrag. Daarom worden hier alleen kolonies in Natura 2000-gebieden behandeld die binnen de gemiddelde foerageerrange van 72 km liggen, hetgeen enkel opgaat voor de kolonie in Duinen en Lage Land Texel. Andere kolonies waarvan kleine mantelmeeuwen het gebied van Hollandse Kust (west) kunnen bereiken (bijvoorbeeld IJmuiden en Tweede Maasvlakte) liggen niet in gebieden die als Natura 2000-gebied aangewezen zijn voor kleine mantelmeeuwen.

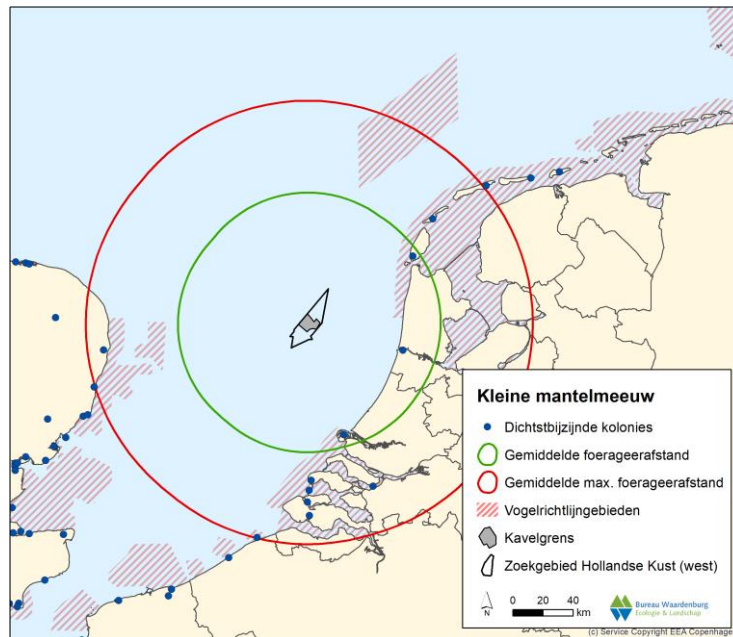
Uit het GPS-logger onderzoek in Krammer-Volkerak blijkt dat vogels in landinwaarts gelegen kolonies bijna volledig terrestrisch georiënteerd zijn (Gyimesi *et al.* 2011; fig. 2.10). Vogels uit Vlaamse kolonies aan de kust maken wel gebruik van het zeegebied, maar ook deze vogels foerageren veelvuldig in het binnenland (gegevens INBO). Hetzelfde geldt voor Engelse vogels (Thaxter *et al.* 2015; fig. 2.12). Vogels uit de Texelse kolonie die op zee foerageren, maken veelvuldig gebruik van het gebied van windenergiegebied Hollandse Kust (west) (figuur 2.13). Slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit deze kolonie op Texel worden daarom verder behandeld in dit MER.



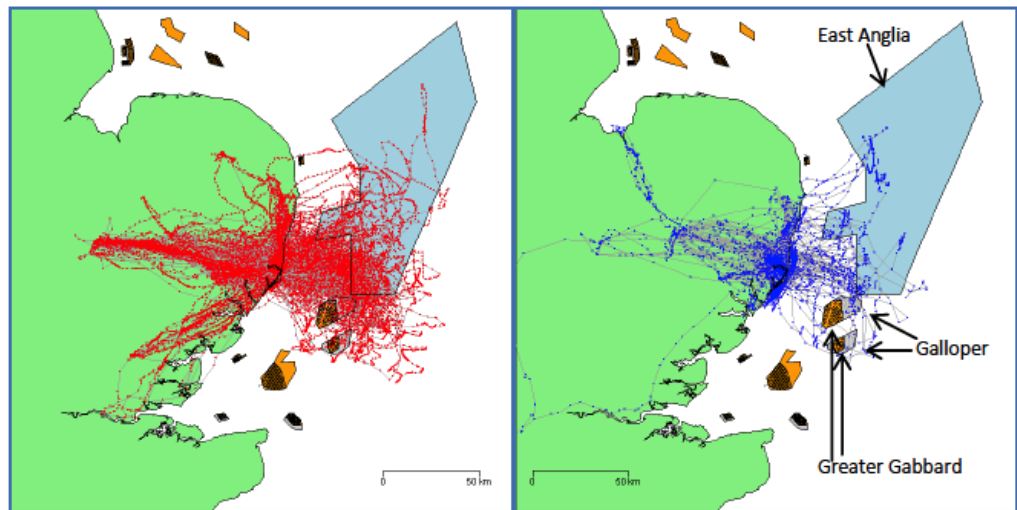
Figuur 2.10 Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies in het Volkerak (Gyimesi *et al.* 2011).



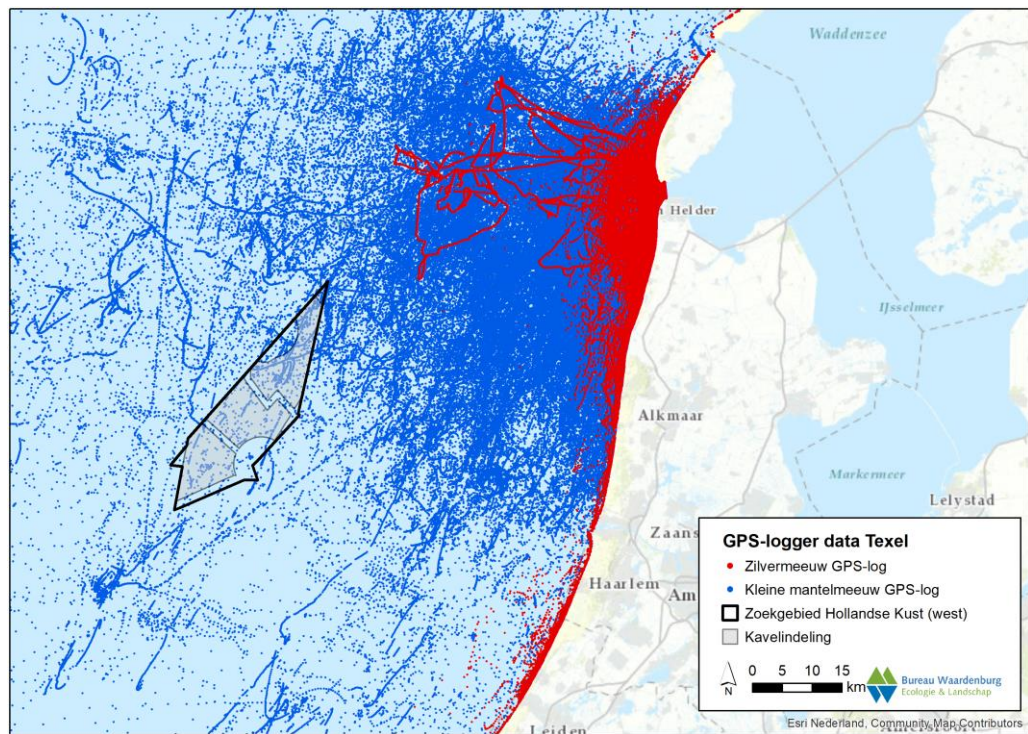
Figuur 2.11a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west).



Figuur 2.11b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west).



Figuur 2.12 Vluchten van kleine mantelmeeuwen in 2011 vanuit de kolonie in Orford Ness. De lijnen geven vliegpaden van de vogels weer (rood: gezenderd in 2011; blauw: gezenderd in 2010). Afbeelding overgenomen uit Thaxter et al. 2012b.



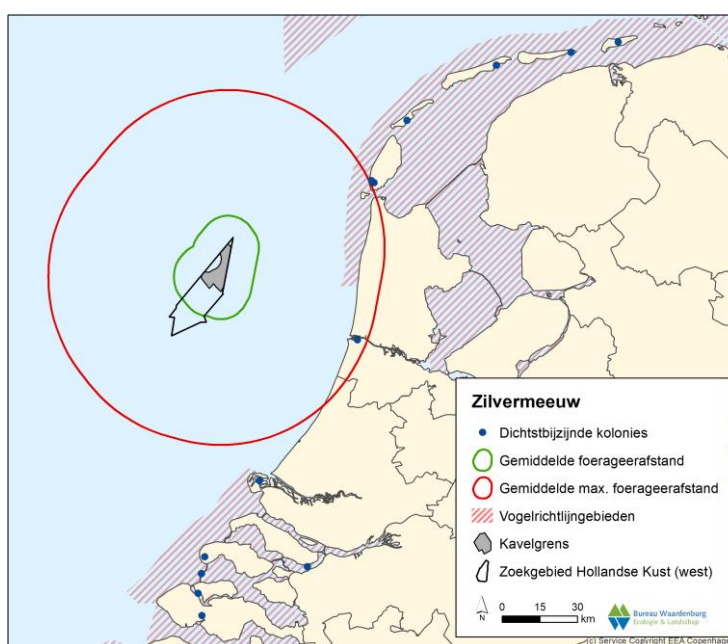
Figuur 2.13 Vluchten van kleine mantelmeeuwen en zilvermeeuwen vanuit kolonies op Texel door windenergiegebied Hollandse Kust (west) op basis van GPS-metingen (blauwe stippen kleine mantelmeeuw; rode stippen zilvermeeuw (bron: Gyimesi et al. 2017a)).

Zilvermeeuw

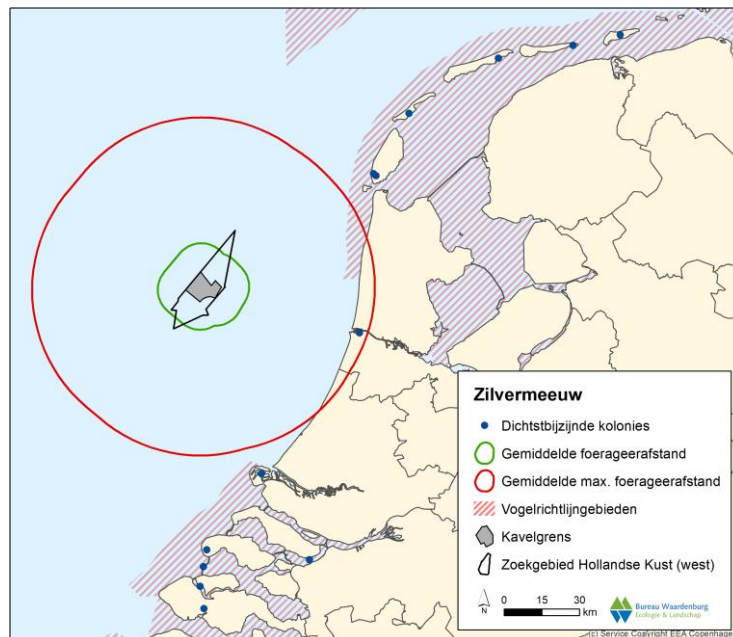
Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut et al. 2007). Uit GPS-logger onderzoek in het Verenigd Koninkrijk is een gemiddelde range van 11 km (max 92 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 61 km. In 2013 is voor het eerst 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, figuur 2.13). 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. In OWEZ werden in het voorjaar en zomer foeragerende zilvermeeuwen vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is voor deze vogels echter onbekend of dit broedende exemplaren waren.

Kavel VI en Kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) liggen in potentie binnen de gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuwen afkomstig uit de broedkolonie van IJmuiden (fig. 2.14a en b). Echter, op basis van het zenderonderzoek in Nederland en België zijn zilvermeeuwen kustgebonden en maken zij geen regelmatige vluchten door windenergiegebied Hollandse Kust (west) (zie ook figuur 2.13). Verder komen ook van deze soort de hoogste dichtheden in het plangebied buiten het broedseizoen voor en betreffen dit niet-broedvogels. Bovendien is de kolonie in IJmuiden, waarvan vogels beide kavels van Hollandse Kust (west) in theorie kunnen bereiken, niet gelegen in een gebied dat voor zilvermeeuwen aangewezen is als Natura 2000-gebied. Zodoende heeft deze kolonie geen bijzondere beschermde status. Aanvaringslachtoffers uit kolonies zilvermeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 2.14a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (11 en 61 km) rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west).



Figuur 2.14b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (11 en 61 km) rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west).

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 Hollandse Kust (west) 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.

Dwergstern

Dwergsterns foerageren uitsluitend in de nabijheid van hun broedkolonies en daarmee uitsluitend in de kustzone tot gemiddeld 1 km op zee (max 3 km). Foerageerranges van dwergsterns werden op basis van waarnemingen en radiozenders vastgesteld in Engeland, Nederland, Italië en Portugal. Deze range was gemiddeld ongeveer 2 km van de kolonie (max 11 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 6 km (Thaxter *et al.* 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns (in de Westerschelde) is uitgesloten dat broedende dwergsterns vluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers 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 dichtbij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Foerageerranges van noordse sterns zijn maar beperkt onderzocht en op basis van waarnemingen en radiozenders vastgesteld in Schotland, Engeland en Duitsland. Deze range was gemiddeld 7 km van de kolonie (max 30 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 24 km (Thaxter *et al.* 2012a). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringssslachtoffers uit kolonies noordse sterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

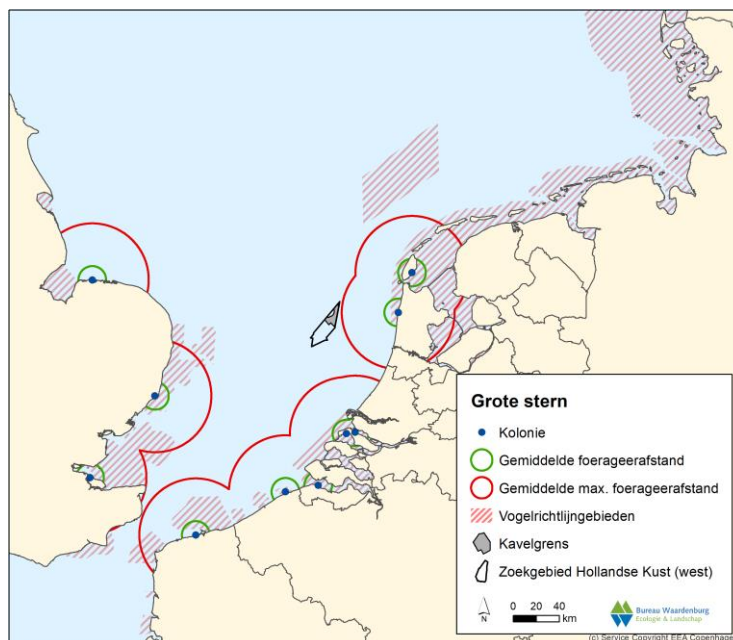
Visdief

Visdieven foerageren relatief dichtbij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Foerageerranges van visdieven zijn onderzocht op diverse plaatsen in Europa en Amerika, en op basis van waarnemingen en gegevens uit radiozenders kon de range worden bepaald op 5 km van de kolonie (max 30 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 15 km (Thaxter *et al.* 2012a). 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 Hollandse Kust (west) tot de dichtstbijzijnde visdiefkolonies is uitgesloten dat broedvogels vluchten maken door dit gebied. Aanvaringssslachtoffers uit kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

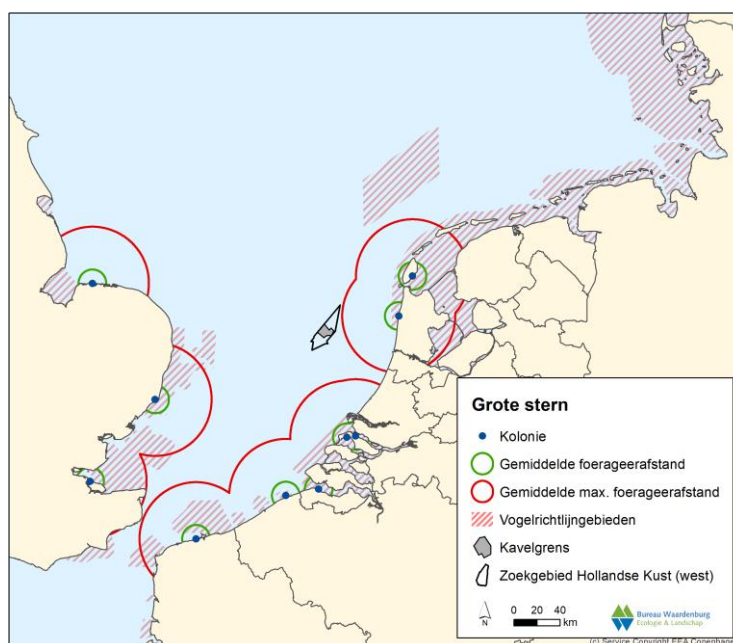
Grote stern

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 ver op zee. Op basis van zichtwaarnemingen tijdens onderzoek in het Verenigd Koninkrijk, België, Denemarken en Nederland werden foerageerranges van grote sterns vastgesteld op gemiddeld 12 km van de kolonie (max 54 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 49 km (Thaxter *et al.* 2012a). Onderzoek met GPS-loggers naar grote sterns in de Voordelta wijst uit dat de grens van reguliere foerageervluchten op 35 kilometer van de kolonie ligt (Poot *et al.* 2013b, Fijn *et al.* 2014a). Ook GPS-logger metingen van vogels uit kolonies de Scheelhoek en de Slijkplaat (Haringvliet) tussen 2012 en 2015 en data van GPS-logger metingen van vogels van Griend in 2017 laten zien dat grote sterns tijdens en na het broedseizoen het gebied van Hollandse Kust (west) niet doorkruisen (figuur 2.16). 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 VI en Kavel VII van windenergiegebied van Hollandse Kust (west) buiten bereik van grote stern kolonies ligt (fig. 2.15a en b). Aanvaringssslachtoffers uit

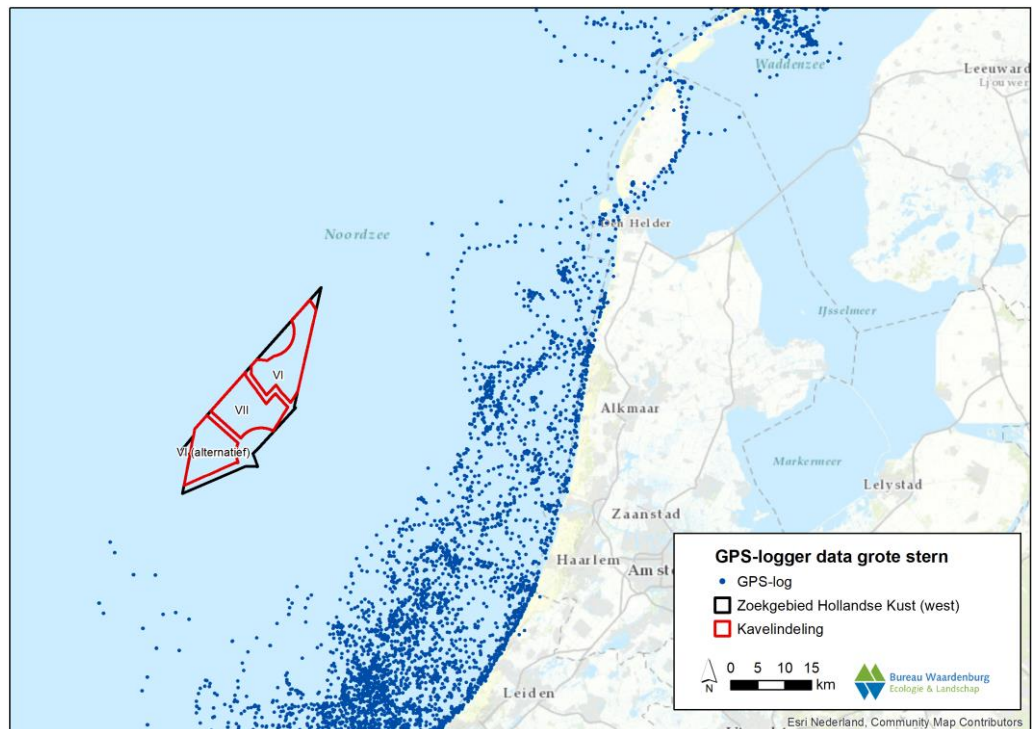
Hollandse Kust (west) van grote sterns uit kolonies in Natura 2000-gebieden worden daarom **niet** in dit MER behandeld.



Figuur 2.15a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (12 en 49 km) vanuit grote stern kolonies rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VI ligt **niet** binnen het maximale bereik van grote sterns in Nederland.



Figuur 2.15b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (12 en 49 km) vanuit grote stern kolonies rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VII ligt **niet** binnen het maximale bereik van grote sterns in Nederland.



Figuur 2.16 Vluchten van grote sterns geringd in de Scheelhoek en de Slijkplaat (Haringvliet) en in de Waddenzee op Griend in relatie tot het gebied van Hollandse Kust (west) (bron: Fijn et al. in 2016, Griend: Fijn et al. unpublished).

Zeekoet

Ten opzichte van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt de dichtstbijzijnde kolonie zeekoeten aan de Engelse zuidkust. Zeekoeten hebben relatief grote foerageerranges en op basis van waarnemingen en radiozenders onderzoek in het Verenigd Koninkrijk is berekend dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 38 km (max 135 km) van de kolonie is met een gemiddeld maximum van zo'n 84 km (Thaxter et al. 2012a). Echter ook werd incidenteel een foerageerafstand van 200 km gemeten (Lascelles et al. 2012). Gezien de grote afstand van beide kavels in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) tot de dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort door dit gebied vliegen. Aanvaringslachtoffers uit kolonies zeekoeten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Alk

Ten opzichte van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt de dichtstbijzijnde kolonie alken aan de Engelse zuidkust. Op basis van waarnemingen en onderzoek met radiozenders is in het Verenigd Koninkrijk vastgesteld dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 24 km van de kolonie is (max 95 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 49 km (Thaxter et al. 2012a). Gezien de grote afstand van beide kavels in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) tot de dichtstbijzijnde kolonies van alken, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers uit kolonies alken worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

2.2.3 Vogels tijdens 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, LWVT/SOVON 2002, Exo *et al.* 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 Hollandse Kust (west). Uitgaande van een buffer van 2 km op basis van onderzoek naar de verstoringafstanden van zeevogels en watervogels rond windparken op zee (e.g. Petersen *et al.* 2006), is de totale breedte van het gebied ten opzichte van de noord-zuid lijn (max.) 23,1 km en ten opzichte van de oost-west lijn 15,7 km voor Kavel VI. Voor Kavel VII is dit respectievelijk 16,4 km en 18,3 km. 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 Hollandse Kust (west) 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 (Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Leopold *et al.* 2004, 2010), 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 en kansen voor nearshore windenergie (Leopold *et al.* 2013c, Jaspers Faijer & van Dam 2013, 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 Hollandse Kust (west) trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In tabel 2.8 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten binnen het windenergiegebied Hollandse Kust (west).

Zeevogels

Boven windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 een zekere grenzende waarschijnlijkheid trekken de volgende soorten in substantiële aantallen door het windenergiegebied Hollandse Kust (west): 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 dichters 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 roodkeel- en parelduiker, zwarte- en grote zee-eend, aalscholver, kokmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw, visdief en in mindere mate soorten als zwarte stern en diverse soorten steltlopers.

Tabel 2.8 Overzicht van meest voorkomende soorten in drie trekgroepen boven windenergiegebied Hollandse Kust (west).

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	+
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	+
grote stern	3	2	+
visdief	2	2	+
zwarte stern	1	2	+
steltlopers	1	2	-
bv. rosse grutto, bonte strandloper, tureluur, zilverplevier			
* 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			

Vervolg tabel 2.8

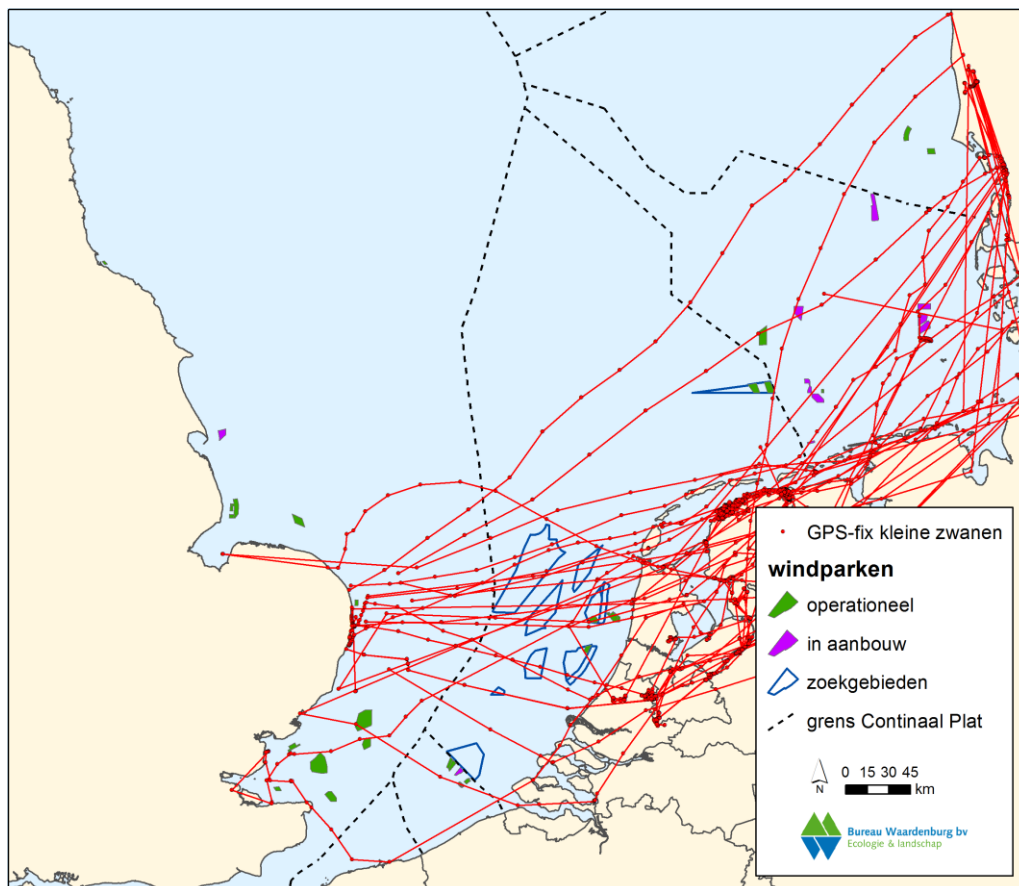
<i>'land 'vogels (zang- en watervogels)</i>			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kuifeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^
zilverplevier	1	2/3	- / -^
kievit	1	2/3	- / -^
watersnip	1	3	- / -^
houtsnip	1	3	- / -^
koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
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

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 spreeuwen, vinken, merels, koperwieken, (gras)piepers en in mindere mate om soorten als roodborst en zwartkop en dergelijke. 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 (bv. smient, topper en kuifeend) en wederom om diverse soorten steltlopers (bv. rosse grutto, tureluur, bonte strandloper, zilverplevier uit het zoute milieu en uit het zoete/land milieu bv. kievit, watersnip en houtsnip). Door de kleine populatieomvang van kleine zwanen 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 echter zien dat de oversteek tussen Engeland en Nederland langs de hele Noordzeekust plaats kan vinden en niet uitsluitend langs een bepaald hoofdtrekbaan (Griffin *et al.* 2016, Gyimesi *et al.* 2017b). Toch zijn de trekroutes meer

geconcentreerd langs de noordelijke helft van het land (figuur 2.17) en daarmee ligt Hollandse Kust (west) degelijk in de trekroute van deze soort.



Figuur 2.17 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 onder de ‘echte zeevogels’ vallen (Lensink & van der Winden 1997). Hollandse Kust (west) ligt naar verwachting buiten de trekroute langs de kust waar de hoogste trekintensiteit voorkomt, omdat hier geen kustgebonden soorten zoals duikers, zee-eenden, meeuwen en sterns langs trekken (Poot *et al.* 2011a, Jaspers Fajier & van Dam 2013, Leopold *et al.* 2013b, Vanermen *et al.* 2013). Desalniettemin zal de ordegrrootte van langstreckende vogels door het windenergiegebied Hollandse Kust (west) tienduizenden tot miljoenen vogels per soort kunnen betreffen. 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 trek dichtheden 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 de bestaande windparken ten oosten van windenergiegebied Hollandse Kust (west) (OWEZ, PAWP, Luchterduinen) zorgen voor verdichting van trekbanen door macro-vermijdingsgedrag (e.g. 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 Hollandse Kust (west) 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 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 Hollandse Kust (west) betekent dit specifiek dat het waarschijnlijk dermate ver op zee ligt dat de grootste aantallen kustvogels sterk verminderd zijn, en dat voornamelijk zeevogels en breed-front trek van landvogels relevant zijn (zie tabel 2.9).

In het verleden is de vliegactiviteit overdag bepaald op diverse plaatsen langs de kust en vanaf enkele platforms op zee (Krijgsveld *et al.* 2005, Krijgsveld *et al.* 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 inschatting van vliegactiviteit van trekvogels op rotorhoogte is een studie, waarin vanuit de radar en visuele gegevens verzameld in OWEZ een inschatting is gemaakt van de aantallen vogels op rotorhoogte nabij OWEZ (Fijn *et al.* 2015a). Hieruit blijkt dat 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). Hieruit kon worden geconcludeerd dat in totaal ongeveer 230.000 vogels per km per jaar door OWEZ heenvlogen, waarvan ongeveer de helft in de nacht langs vliegt.

Om een kwantitatieve inschatting te maken van aantallen aanvaringslachtoffers onder niet-zeevogels (watervogels, steltlopers, zangvogels) moet een aantal aannames worden gedaan. Allereerst zijn de schattingen van fracties van de totale trekstroom van trekkende 'landvogels' die op rotorhoogte vliegt gebruikt zoals die worden vermeld in de review van Wright *et al.* (2012). Daarnaast is voor de flux-berekening gebruik gemaakt van de procentuele soortgroepverdeling zoals vastgesteld tijdens de panorama scans door Krijgsveld *et al.* (2011). Dit houdt in dat voor watervogels, uilen, en steltlopers wordt aangenomen dat deze zowel overdag als 's nachts trekken. En dus dat de fracties van deze groepen wordt vermenigvuldigd met de totale gemeten flux (dag en nacht). Voor zangvogels wordt verondersteld dat de door Krijgsveld *et al.* (2011) vastgestelde fractie voor overdag geldt en dat 's nachts alle nachtelijke vliegbewegingen zangvogels betreffen. Dus de dagflux wordt vermenigvuldigd met de zangvogel-fractie, en de nachtflux in het geheel. Dit is een worst-case benadering omdat uit observaties bleek dat ook duikers, jagers, sterns en meeuwen 's nachts kunnen trekken (zie Krijgsveld *et al.* 2011 en referenties hierin) en dus ook deel uitmaken van de nachtflux, echter als worst-case voor zangvogels is het een goede benadering. Op basis van deze gegevens is per soortgroep een inschatting gemaakt van de trekintensiteit die gebruikt is in het Extended Band Model (Bijlage II).

'Landvogels': ganzen en zwanen

Tijdens de scheepstellingen werden rond windpark Luchterduinen uitsluitend rotganzen waargenomen (Vanermen *et al.* 2013). Rond OWEZ werden daarnaast ook nog grauwe gans, kolgans, brandgans, grote canadese gans, toendrarietgans, kleine rietgans, nijlgans en kleine zwaan gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2011). Op basis van vlieghoogte data (40% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen ganzen en zwanen ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 2.000 ganzen en zwanen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien voor windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 Hollandse Kust (west) (tabel 2.9).

'Landvogels': eenden

Rond OWEZ werden meerkoet, grote zaagbek, middelste zaagbek, topper, kuifeend, tafeleend, smient, pijlstaart, wintertaling, zomertaling, wilde eend en slobbeend gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2011). Op basis van hoogteprofiel data (15% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen eenden ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 400 eenden per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor eenden voor windenergiegebied Hollandse Kust (west) bestaan en ook geen lokale fluxmetingen

zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (tabel 2.9).

Tabel 2.9 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km die op rotorhoogte door windenergiegebied Hollandse Kust (west) trekken, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Krijgsveld et al. (2011) rond OWEZ. Hiervoor is uitgegaan van de rotorgrootte van OWEZ en voor zangvogels twee rotorgrootte varianten van Hollandse Kust (west) (A1 = 107 m ashoogte en 164 m rotordiameter; A2 = 164,5 m ashoogte en 279 m rotordiameter).

Soortgroep	Fractie van totale flux op OWEZ	Aantalsschattingen op rotorhoogte per strekkende km		
		OWEZ	Hollandse Kust	
			(west) alternatief 1	(west) alternatief 2
ganzen en zwanen	0,007	~2.000	idem	Idem
eenden	0,004	~400	idem	Idem
reigers	0,001	~400	idem	Idem
roofvogels en uilen	0,0004	~200	idem	Idem
stelllopers	0,003	~500	idem	Idem
<i>zangvogels overdag</i>	0,15	~17.000	~25.000	~32.000
<i>zangvogels nacht</i>	1	~90.000	~130.000	~168.000
zangvogels totaal		~107.000	~155.000	~200.000

'Landvogels': reigers

Rond OWEZ werden blauwe reiger en lepelaar vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2011). Op basis van hoogteprofiel data (50% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen reigers ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 400 reigers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor reigers voor windenergiegebied Hollandse Kust (west) bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (tabel 2.9).

'Landvogels': roofvogels en uilen

Rond OWEZ werden havik, sperwer, torenvalk, bruine kiekendief, blauwe kiekendief, smelleken, slechtvalk, ransuil en velduil vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2011). Roofvogels en uilen vliegen boven zee voornamelijk op lage hoogtes, en zullen dus geen slachtoffer worden. Uitzondering in dit verband is de velduil die mogelijk wel op turbine hoogte vliegt. Echter de aantallen van deze soort zijn dermate laag dat de aantallen slachtoffers in het gebied van Hollandse Kust (west) verwaarloosbaar zijn. Op basis van hoogteprofiel data (50% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen roofvogels en uilen ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 200 roofvogels en uilen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen voor windenergiegebied Hollandse Kust (west) bestaan en

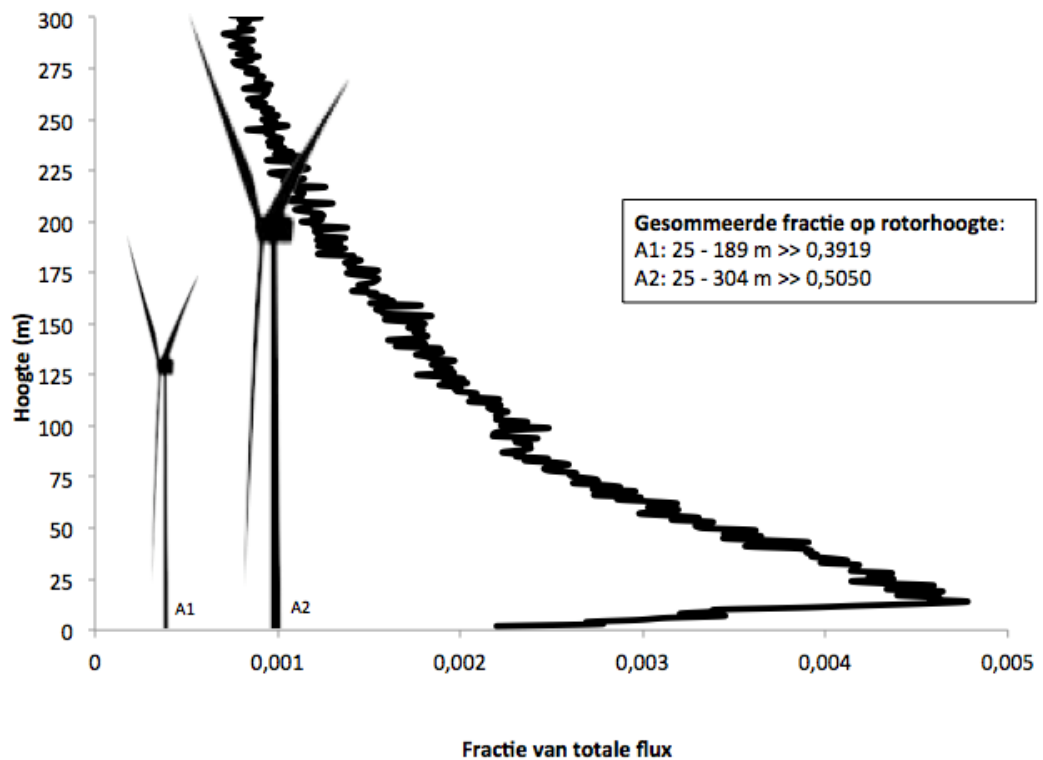
ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (tabel 2.9).

'Landvogels': steltlopers

Rond OWEZ werden goudplevier, wulp, regenwulp, kanoet, bonte strandloper, kleine strandloper, paarse strandloper, drieteenstrandloper, zilverplevier, kievit, bontbekplevier, strandplevier, morinelplevier, scholekster, grutto, rosse grutto, steenloper, oeverloper, tureluur, groenpootruiter, kemphaan, watersnip, houtsnip, bokje en rosse franjepoot gezien (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2011). Veruit de meerderheid van de steltlopers vliegt op (zeer) grote hoogte, of juist vlak boven het wateroppervlak, in beide omstandigheden ver buiten het bereik van rotoren. De aantallen slachtoffers zullen derhalve verwaarloosbaar zijn. Op basis van hoogteprofiel data (25% op rotorhoogte (Wright *et al.* 2012)), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen steltlopers ten opzichte van de totale flux (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 500 steltlopers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers voor windenergiegebied Hollandse Kust (west) bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in Hollandse Kust (west) (tabel 2.9).

'Landvogels': zangvogels

Rond OWEZ werden spreeuw, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, grote lijster, pestvogel, grote barmsijs, huiszwaluw, boerenzwaluw, gierzwaluw, witte kwikstaart, gele kwikstaart, grote gele kwikstaart, rouwkwikstaart, oeverpieper, graspieper, veldleeuwerik, boomleeuwerik, winterkoning, roodborst, zwarte roodstaart, bonte vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, zwartkop, goudhaan, keep, sijs, kneu, vink tapuit, paapje, turkse tortel, houtduif, zwarte kraai, roek, kauw en rietgors vastgesteld (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2011). Op basis van hoogteprofiel data in OWEZ (figuur 2.18), de totale gemeten flux (dag en nacht, Krijgsveld *et al.* 2011) en het percentage waargenomen zangvogels ten opzichte van de dag flux en de aanname dat alle nachtelijke bewegingen zangvogels zijn (Krijgsveld *et al.* 2011) werd voor OWEZ na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 107.000 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 Hollandse Kust (west) (tabel 2.9). Echter, door de hoogteprofiel benadering is voor deze soortgroep wel onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in Hollandse Kust (west). Hiervoor zijn de turbine-afmetingen van 10 MW en 16 MW turbines genomen.



Figuur 2.18 Hoogteprofiel van zangvogeltrek tijdens oktobernachten in OWEZ en daarmee aangegeven de cumulatieve fracties op rotorhoogte voor alternatief 1 (A1) en alternatief 2 (A2) in windenergiegebied Hollandse Kust (west).

Vliegrichtingen

De Noordzee is de scheiding tussen het Europese vaste land, de Britse Eilanden, en Scandinavië, waarbij Nederland deel uitmaakt van het vaste land. Daardoor komen boven de Noordzee twee dominante vliegrichtingen voor. In het najaar vliegen trekvogels van het vaste land 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. Voor de verschillende groepen trekvogels boven het windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn de volgende vliegrichtingen te onderscheiden (zie ook verzamelde kaartbeelden in Bijlage II).

Zeevogels

Vooraf in het voor- en najaar trekt een groot aantal zeevogels evenwijdig aan de kust van en naar broed- en overwinteringsgebieden (o.a. Camphuysen & Van Dijk 1983, Platteeuw *et al.* 1994). Dit geldt dagelijks voor vele honderden tot maximaal vele duizenden vogels. Lensink & van der Winden (1997) schatten op grond van de beschikbare bronnen dat van een groot aantal zeevogelsoorten internationaal belangrijke aantallen langs de Nederlandse kust trekken. Deze groep vogels vliegt na het broedseizoen boven windenergiegebied Hollandse Kust (west) grofweg van noord en noordoost naar zuidwest het Kanaal in en gaat in het voorjaar weer terug de Noordzee op richting de kolonies.

Kustvogels

Deze groep vliegt overwegend van noordoost naar zuidwest in het najaar, en omgekeerd in het voorjaar. Deze bewegingen vinden evenwijdig aan de kust plaats. Mogelijk steken veel soorten de kust van (Noord-)Nederland af, door grofweg rechtstreeks van de Waddeneilanden naar België te vliegen om dan langs de kust van Frankrijk verder te gaan.

Een substantieel deel van de vogeltrekbewegingen van kustvogels over de Noordzee bestaat uit steltlopers en watervogels die een relatie hebben met de Waddenzee. Dit gaat om vliegbewegingen parallel aan de kust, van en naar gebieden ten zuiden van Nederland, en om uitwisseling met gebieden in het Verenigd Koninkrijk. De Waddenzee is een van de rijkste watervogelgebieden in de wereld. Gedurende het gehele jaar trekken grote aantallen vogels van en naar de Waddenzee. De Waddenzee is zowel een belangrijk broedgebied als een belangrijk tussen- en eindstation voor vele soorten watervogels. Aan dit gebied gerelateerde vliegbewegingen zijn daardoor van bijzondere betekenis. Gezien de ligging van de Waddenzee wordt verondersteld dat vogels uit de Waddenzee meer noordelijk dan zuidelijk de oversteek naar Engeland maken. In het zuiden van Nederland trekken vogels vanuit het Deltagebied naar Engeland, maar die aantallen zijn kleiner dan in het Waddengebied.

Er zijn meer soorten watervogels die van of via Nederland naar Engeland vliegen, zoals rotgans en kleine zwaan. De verspreiding van de rotgans heeft een zwaartepunt in het Wadden- en Deltagebied. De kleine zwaan is tegenwoordig het meest talrijk langs de Friese IJsselmeerkust en in het Randmerengebied. Kleine zwanen die vanuit Nederland naar Engeland en terug oversteken volgen de kortste route over de Noordzee. Onderzoek met GPS-loggers aan kleine zwanen (Griffin *et al.* 2016) laat zien dat de oversteek van Engeland naar Nederland langs de hele Noordzeekust plaats kan vinden, met enige verhoogde concentratie in het noorden van het land (figuur 2.17). Naar verwachting zal de oversteek van rotganzen een vergelijkbaar beeld vertonen. Een ander opmerkelijk fenomeen is de trek van bergeenden waarbij Engelse vogels in de Waddenzee ruien en daarna weer terug keren. Daarnaast zijn er ook 'reguliere' noord-zuid bewegingen van bergeenden.

'Landvogels'

Deze groep gebruikt twee hoofdroutes boven Hollandse Kust (west). Een deel gaat west – oost tussen de Britse Eilanden en het vasteland van Europa, en een ander deel (met name steltlopers die in Afrika overwinteren) vliegen noordoost – zuidwest, evenwijdig aan de kust.

In voor- en najaar treedt in de kustzone sterke trek op van zangvogels (LWVT/SOVON 2002, Lensink & Van der Winden 1997). Boven land stuwt de trek overdag geregeld, waarbij in een smalle strook achter en boven de zeereep vele tienduizenden vogels per dag kunnen passeren (o.a. Buurma 1987). Ook in de nacht kan de trekstroom langs de kust verdichten, maar minder sterk dan overdag (Buurma & Van Gasteren 1989). Overdag trekkende kleinere zangvogels die naar Engeland willen, kennen in sommige najaren een gradiënt met toenemende aantallen aan de kust naar het zuiden

toe. Indien gunstige rugwinden optreden, zullen deze vogels overdag vanaf de Nederlandse kust de oversteek naar Engeland maken.

Indien tegenwinden overheersen, vliegen deze vogels zoveel mogelijk over land door naar het zuiden, waar de afstand naar Engeland bij Calais het kleinst is. In sommige jaren maken daar de grootste aantallen de oversteek. Vooral onder gunstige weersomstandigheden waarbij meewind een belangrijke factor is, trekken 's nachts grote aantallen vogels over de Noordzee (Richardson 1978, Buurma 1987, Lensink & van der Winden 1997, LWVT/SOVON 2002). Bij gunstige wind vliegen de vogels over het algemeen hoger dan 200 m en in een zeer breed front (o.a. Buurma 1987, Gruber & Nehls 2003). In de ochtend en bij slecht weer vliegen deze nachttrekkers vooral op minder dan 150 m hoogte (o.a. Deelder & Tinbergen 1947, Buurma 1987, Buurma & van Gasteren 1989, Gruber & Nehls 2003). Bij sterke tegenwind of slecht zicht kunnen grote aantallen zangvogels gedesoriënteerd raken en in zee terecht komen (Lensink *et al.* 1999). Tot de meest talrijke zangvogels in de trekstroom over de Noordzee behoren merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, spreeuw en vink (Lensink & van der Winden 1997). Naar verwachting is er een gradiënt in de dichtheid van overstekende nachttrekkende zangvogels als lijsters. Deze vogels pogen in een zo'n kort mogelijke route naar de Britse eilanden te gaan, waarbij in het zeegebied van noord naar zuid een afnemende gradiënt bestaat. Een deel van deze vogels betreft vogels die vanuit Noorwegen in één keer de oversteek pogen te maken, maar halverwege via een zuidoostelijke trekrichting naar de Nederlandse kust komen vliegen en later een tweede poging doen (Buurma 1987). Ook gedurende de dag kunnen landvogels over zee trekken. Over het algemeen gebeurt dit in een breed front, ook op hoogtes van minder dan 200 m en derhalve dus in de zone waar de rotoren draaien (Buurma & Van Gasteren 1989, Van Gasteren *et al.* 2002).

Gedetailleerde informatie over vliegrichtingen voor de Noord-Hollandse kust is verzameld door Krijgsveld *et al.* (2011) met behulp van radar. In die rapportage wordt voor de verschillende seizoenen en momenten van de dag een overzicht gegeven van vliegrichtingen van verschillende groepen vogels.

Vlieghoogtes

Zee- en kustvogels

Zeevogels trekken 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 tiplhoogtes. 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. Deze hoge trek vindt met name plaats bij gunstige meewind situaties, maar in welke mate is onbekend.

Landvogels

Met name niet-zeevogels trekken bij voorkeur onder gunstige omstandigheden over voor hen gevaarlijke grote zee-oppervlakten, dat wil zeggen; gunstige wind (in de rug), geen neerslag en geen gesloten wolkendek. Vaak is de trek dan beperkt tot maar een aantal hoogtelagen; daaronder bewegen zich dan vooral de startende en landende vogels. Op gunstige dagen en nachten vliegen zangvogels en steltlopers vaak op honderden meters hoogte tot meer dan 2 km hoogte waarbij de onderste lagen relatief leeg zijn. Onder minder gunstige omstandigheden (tegenwind) verplaatsen de vogels zich in de onderste luchtlagen en is het in de hogere luchtlagen rustig. Bij tegenwind is de bereidheid onder zangvogels om onveilige gebieden als de Noordzee over te steken kleiner dan onder gunstige omstandigheden. Dan blijft een relatief groot deel de kust volgen. Gemiddeld genomen vliegt ongeveer 20% van het totale volume aan trek op een hoogte van rond 100 m (rotorhoogte van een 3 MW turbine); dit zijn vooral zangvogels en dan vooral in de nacht (Krijgsveld *et al.* 2011). Radarstudies in het kustgebied van Nederland hebben laten zien dat in de nacht trekkende vogels gemiddeld hoger vliegen dan overdag; zowel boven land als boven zee (Buurma & van Gasteren 1989, Van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2011). Daarnaast vliegen ze in de nacht (in ieder geval zangvogels) vooral als eenlingen. Overdag voegen ze zich samen tot kleinere of grotere groepen.

De meest recente reviews van vlieghoogtes van vogels boven zee zijn geschreven door Cook *et al.* (2012) en Johnston *et al.* (2014). In deze publicaties en bijbehorende spreadsheets zijn voor bijna alle zeevogelsoorten vlieghoogtes te bepalen. Natuurlijk niet specifiek voor windenergiegebied Hollandse Kust (west), maar er zijn geen aanwijzingen dat de vlieghoogtes in dit specifieke gebied af zullen wijken van algemeen waargenomen patronen. Voor 'landvogels' zoals ganzen, zwanen, eenden, reigers, roofvogels, uilen en steltlopers moeten aannames worden gedaan over welke fractie op rotorhoogte vliegt op basis van diverse bronnen (observaties, telemetrie-gegevens, radar-gegevens). Zoals eerder vermeld wordt in de review van Wright *et al.* (2012) een standaard gegeven voor de meeste soortgroepen. Voor zangvogels moet geput worden uit andere data. Hiervoor zijn de radardata bij OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011) opnieuw geanalyseerd. Om een hoogteprofiel van nachtelijke trek te verkrijgen zijn uit de database alle nachten uit de maanden oktober 2007, 2008 en 2009 geselecteerd. Per meter vlieghoogte is bepaald hoeveel vogels op die hoogte vlogen, en daarmee ook welke fractie van de totale trekstroom dit representeert. Hiervoor is aangenomen dat geen detectieverlies als gevolg van radarbereik optreedt (zie voor uitleg Krijgsveld *et al.* 2011). Dit is mogelijk doordat detectieverlies voornamelijk optreedt onder de 25 meter en boven de 900 meter (Krijgsveld *et al.* 2011), en dus niet op rotorhoogte. Daarnaast is aangenomen dat alle zangvogel trek beperkt blijft tot onder 1400 meter hoogte. Dit is niet het geval, omdat ook op grotere hoogten zangvogels vliegen, echter daar is niet gemeten met de radar. De totale fracties kunnen dus nog lager zijn, echter als worst-case is bovenstaande benadering correct. Hieruit volgt een hoogteprofiel voor zangvogels tijdens nachten in oktober waarmee fracties op rotorhoogte zijn te bepalen voor de verschillende alternatieven (zie figuur 2.18), waarmee fluxen kunnen worden berekend die worden gebruikt om aantallen aanvaringssslachtoffers te berekenen.

Verder zijn recentelijk ook GPS metingen van kleine zwanen en rotganzen boven de Noordzee gepubliceerd (Griffin *et al.* 2016; Gyimesi *et al.* 2017b) die laten zien dat ca. 85% van de zwanen en 73% van de rotganzen onder 25 m vliegt (Gyimesi *et al.* 2017b). Voor de soortspecifieke bepaling van slachtofferaantallen maken we gebruik van deze metingen. Ook zijn in het kader van het Duitse Birdmove onderzoeksprogramma GPS metingen aan trekbewegingen van wulpen (Schwemmer 2019), zilvermeeuwen, kleine mantelmeeuwen, stormmeeuwen en jan-van-genten gemeten (Garthe 2019), evenals vliegbewegingen van broedende grote mantelmeeuwen (Garthe 2019). Deze gegevens zijn echter nog niet openbaar gepubliceerd en zodoende konden ze in deze beoordeling niet meegenomen worden.

Routes trekvogels over Noordzee

De afbakening van migratieroutes is niet eenvoudig. Zeer veel vogels trekken over de Noordzee en alleen hun herkomst (broedgebied) en bestemming (overwinteringsgebied) zijn over het algemeen bekend. Veelal is er echter geen sprake van vast omschreven "routes", zeker niet in een vorm waarin deze exact op een kaart kunnen worden gezet en waarvan dan zou kunnen worden aangegeven of deze over of juist langs het windenergiegebied Hollandse Kust (west) lopen. Bijvoorbeeld tijdens de herfsttrek van zangvogels over de Noordzee lijkt eerder sprake van een "breed front van doortrekkende vogels" dan van nauwe, goed definieerbare trekbanen. Er is enige kennis over patronen en dichtheidsgradiënten (bijv. ten opzichte van de kust, zie boven) die wordt weergegeven in twee publicaties waarin gepoogd is de beschikbare informatie zo goed en gecondenseerd mogelijk weer te geven: Lensink & van der Winden (1997) en Van de Laar & Bosma (1999). Hoewel de kaarten in beide publicaties er verschillend uitzien (brede pijlen vormen trekbanen in de eerste, een groot aantal individuele lijnen vormen trekbanen in de tweede) is het geschetste beeld vergelijkbaar. In bijlage II zijn de relevante kaarten omtrent hoofdmigratieroutes, uit Lensink & van der Winden (1997), overgenomen. Omwille van duidelijkheid zijn die uit Van de Laar & Bosma (1999) niet overgenomen, echter beide bronnen geven hetzelfde beeld.

Kort samengevat kunnen de volgende globale trekpatronen onderscheiden worden. Hieronder wordt per soortgroep ingegaan op de details omtrent trekgedrag:

1. Seizoenstrek van vogels (zangvogels, watervogels, zeevogels) die van noordelijke/oostelijke broedgebieden naar zuidelijke/zuidwestelijke overwinteringsgebieden vliegen en in het voorjaar *vice versa*. Als gevolg van stuwung langs de kust (in sommige omstandigheden en voor een deel van deze vogels) is er een netto dichtheidsgradiënt dwars op de Nederlandse kust; hoe verder uit de kust hoe minder vogels. Overigens zou deze gradiënt 's nachts minder sterk kunnen zijn dan overdag.
2. Seizoenstrek van vogels die van noordelijke/oostelijke broedgebieden in Scandinavië en Siberië naar westelijke overwinteringsgebieden op de Britse eilanden vliegen een in het voorjaar weer terug. Op grond van de beschikbare informatie bestaat er een noord-zuid gradiënt van nachtelijke zangvogeltrek van vogels die in één keer vanaf Scandinavië naar Engeland of Nederland oversteken (gedomineerd door met name de soortgroep lijsters). Een deel van deze vogels haalt het niet in één keer en kan dan door middel van een correctievlicht weer

terugvallen op de Nederlandse kust. Dat gebeurt voor het grootste deel in daglicht. Trek van watervogels en steltlopers uit de Waddenzee kent waarschijnlijk een van noord naar zuid aflopende dichtheidsgradiënt. De dagtrek van zangvogels gaat juist naar het zuiden in het najaar en de oversteek over het Kanaal vindt plaats op het smalste punt. Aangezien dit overdag gebeurt, heeft dit nauwelijks invloed op het aanvaringsrisico.

3. Seizoenstrek (najaarstrek) van zeevogels die van de Britse Eilanden naar de Continentale kustlijn oversteken om vervolgens langs die kustlijn naar het zuiden door te trekken. Er loopt een diffuse trekroute voor een aantal soorten van de belangrijke broedgebieden in noord en noordwest Schotland, schuin over de Noordzee naar de Continentale kust. Voor deze trekroute vormt een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) wellicht wel een hindernis. De herfsttrek verloopt op open zee echter meestal diffuus, over een breed pad en duurt langer dan de voorjaarstrek, zoals ook waargenomen wordt langs de Nederlandse kust (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw *et al.* 1994). Deze factoren verminderen mogelijk de risico's van een windpark op open zee, maar meer informatie is nodig om de daadwerkelijke risico's van een windpark in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee te kunnen bepalen.

2.5 Vleermuizen

2.5.1 Lokale vleermuizen

Vleermuizen zijn relatief veel voorkomende kleine zoogdieren die hoofdzakelijk 's nachts in zeer uiteenlopende habitats in Nederland te vinden zijn (Limpens *et al.* 1997, Dietz *et al.* 2011). De zee is door de afwezigheid van verblijfplaatsen en in het algemeen schaarse voorkomen van insecten als voedsel, een relatief ongeschikt habitat voor vleermuizen. Met name op warme zomer- en vroege najaarsnachten met oostenwind kunnen echter insecten tijdens hun trek massaal boven de Noordzee van de Nederlandse kustzone terecht komen (Krijgsveld *et al.* 2011). Tijdens rustige windomstandigheden kan zo'n accumulatie aan insecten boven zee een goede foerageergelegenheid bieden aan lokale vleermuizen, zoals de rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*), de watervleermuis (*Myotis daubentonii*) en de meervleermuis (*Myotis dasycneme*) (Ahlén *et al.* 2007). Echter, de maximale foerageer afstand vanaf de kust van deze soorten ligt onder de 10 km (Ahlén *et al.* 2007). Gezien de afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringssslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

2.5.2 Vleermuizen tijdens seizoenstrek

Over de ligging van migratieroutes van vleermuizen is nog maar weinig bekend. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire *et al.* 2012). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen waardoor breedfronttrek waarschijnlijk is. 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). Naar alle waarschijnlijkheid zijn dit met name vleermuizen die daar landen tijdens de seizoenstrek. Van een aantal, voornamelijk boomwonende, soorten is het bekend dat tijdens migratie lange afstanden worden afgelegd. Langeafstand migratie is goed gedocumenteerd voor de rosse vleermuis en de ruige dwergvleermuis. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische staten en zelfs vanuit Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell *et al.* 2014). 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 Engeland en Nederland één keer bewezen voor de ruige dwergvleermuis door teruggevangen gerinde dieren (Bat Conservation Trust 2017).

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.* 2014 a, b, 2016, 2017). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Lagerveld *et al.* 2014a; Jonge Poerink *et al.* 2013). 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 precies 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 als het windenergiegebied Hollandse Kust (west). De IJmuiden meteo mast en het wintershall platform zijn wat betreft hun afstand tot de kust vergelijkbaar met Hollandse kust (west). Omdat ook vanaf deze locaties vleermuizen zijn vastgesteld, is het voorkomen van deze soorten in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) te verwachten. 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 (*Vespertilio murinus*), bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*), noordse vleermuis (*Eptesicus nilsoni*), laatvlieger (*Eptesicus serotinus*) en gewone dwergvleermuizen (*Pipistrellus pipistrellus*). Rosse vleermuizen gebruiken echolocatie van een lagere frequentie dan ruige dwergvleermuizen. Lagere tonen worden minder gedempt door de atmosfeer en dragen dus verder. Rekening houdend hiermee in detectiekansberekeningen, dan komt het percentage van rosse vleermuizen nog iets lager uit.

Op basis hiervan kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 Hollandse Kust (west) zijn te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark) en deze soorten worden daarom slechts kort behandeld in dit rapport.

Ruige dwergvleermuis *Pipistrellus nathusii*

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nog nooit systematisch bestudeerd. Reproductie in Nederland en het Verenigd Koninkrijk is zeldzaam. Kraamkolonies zijn maar zeer zelden waargenomen (Kapteyn 1995; Bat Conservation Trust 2010). Ringterugmeldingen geven aan dat dieren uit de Baltische Staten, Scandinavië, Polen en Duitsland naar West-Europa kunnen trekken waaronder het VK (Hutterer *et al.* 2005; Bat Conservation Trust 2017). Onlangs is met behulp van stabiele isotopen bepaald dat een tiental ruige dwergvleermuizen, die werden gedood in Duitse windparken, uit Estland en Rusland kwamen (Voigt *et al.* 2012).

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 duizend dieren (100 – 1.000.000). Momenteel is een programma opgestart om meer te weten te komen over de grootte van bronpopulaties van trekkende vleermuizen (Lagerveld *et al.* 2017a) en om trekkende vleermuizen te volgen op zee (Lagerveld *et al.* 2017b).

Rosse Vleermuis *Nyctalus noctula*

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 gemarkeerde 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 dieren gedood in windparken in oost Duitsland zowel uit lokale populaties (Duitsland en Polen) afkomstig waren als bestanden van trekkende dieren (uit de Baltische Staten, Wit-Rusland en Rusland).

Samenvattend is de meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee te vinden in de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in tabel 2.10 populatieschattingen en trends voor zover bekend voor deze landen weergegeven. Informatie is slechts beschikbaar voor EU 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.

Tabel 2.10 Populatieschattingen en trends in mogelijke EU herkomstlanden van rosse vleermuizen in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (source: 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	=

Overige vleermuizen

De **gewone dwergvleermuis** is de meest algemene soort op land in het zuidelijke Noordzeegebied. Omdat de seizoensgebonden verplaatsingen meestal niet meer dan 20 kilometer bedragen, wordt de soort in het algemeen als niet-migrerend beschouwd (Dietz *et al.* 2011). Tijdens metingen van IMARES/Field Company is slechts één keer een gewone dwergvleermuis waargenomen op OWEZ in augustus 2013. Op basis hiervan lijkt het waarschijnlijk dat de gewone dwergvleermuis slechts als dwaalgast of zeldzame bezoeker op de Noordzee waar te nemen is.

Tweekleurige vleermuizen komen niet in het Verenigd Koninkrijk voor en zijn zeldzaam in België, Nederland en Denemarken. De soort komt vooral in Midden- en Oost-Europa en in het zuiden van Scandinavië voor. De tweekleurige vleermuis is bekend als een langeafstand trekker, zeker de populaties meer in het oosten van Europa (Dietz *et al.* 2011). Tweekleurige vleermuizen zijn meerdere malen gevonden op platforms in de Noordzee, maar deze waarnemingen komen vanuit gebieden ten noorden van Nederland (Boshamer & Bekker 2008).

2.6 Vissen

Algemeen

Het deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) waar het windmolenpark komt te liggen valt in een gebied dat bekend staat als de Zuidelijk Bocht. Dit gebied kenmerkt zich door een hoog-dynamisch karakter met een zandrijke bodem met grof en fijn zand. Het bodemleven is aangepast aan hoge turbiditeit. Noordelijke delen van het NCP zoals de Doggersbank en Oestergronden vallen onder een laagdynamisch ecotoop, waardoor dit vaak een groeigebied is voor verschillende vissoorten. Vislarven migreren vanuit zuidelijke delen van de Noordzee naar dit gebied om op te groeien (bron: Noordzeeloket, Ecotopen 2004).

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 (bijv. 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 trekvis in grotere dichtheden aanwezig nabij de riviermondingen.

Soortengemeenschap van het plangebied

Binnen het plangebied Hollandse Kust (west) zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen. Echter, binnen het nabijgelegen plangebied Hollandse Kust (noord) (ca. 31 km) zijn in het kader van de monitoring van OWEZ en PAWP wel specifieke onderzoeken naar de visgemeenschap binnen dat plangebied uitgevoerd. Aangezien o.a. waterdiepte en geomorfologie van de zeebodem overeenkomen tussen de twee gebieden (Van der Reijden et al. 2018), wordt aangenomen dat ook de visgemeenschappen vergelijkbaar zullen zijn. Ook zijn er data van visbemonsteringen uit de omgeving beschikbaar, waar informatie aan ontleend kan worden. Onderstaande beschrijvingen van de visgemeenschappen in de bestaande windparken OWEZ en PAWP zijn daarom waarschijnlijk een realistische beschrijving van de visgemeenschappen in het plangebied van Hollandse Kust (west).

Vissen nabij het plangebied: selectie OWEZ monitoring

De bemonsteringen die uitgevoerd zijn in het kader van OWEZ monitoring in de jaren 2003, 2004, 2007 en 2011 laten zien dat de visgemeenschap wordt gedomineerd door platvissen. De soorten die het meest talrijk zijn aangetroffen binnen het gebied zijn schurftvis *Arnoglossus laterna*, dwergtong *Buglossidium luteum*, pitvis *Callionymus lyra*, kleine pieterman *Echiichthys vipera*, schar *Limanda limanda*, en schol *Pleuronectes platessa* (OWEZ data Wageningen Marine Research via Informatiehuis Marien, Tabel 2.11).

Bodemvissen nabij het plangebied: offshore windpark Prinses Amalia (PAWP)

De visbemonstering in 2013 in PAWP laat zien dat de visgemeenschap in het windpark bestaat uit 27 soorten waarvan het grootste aandeel platvissen (van Hal, 2014). Dwergtong (*Buglossidium luteum*) is veruit het talrijkst (van Hal 2014, Vanagt et al. 2013), maar ook soorten als schol, schar, schurftvis, grondel en pitvis komen talrijk voor (Tabel 2.12).

Vissen in de nabijheid van het plangebied: offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ)

In de periode 2003 – 2011 zijn verschillende vismonitoringen uitgevoerd in het offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ) dat in 2006 is gebouwd. Op basis van habitatovereenkomsten is de visgemeenschap in het plangebied waarschijnlijk vergelijkbaar zoals die aangetroffen zijn in de monitoring in OWEZ. Tijdens deze bemonsteringen in OWEZ zijn in totaal 57 vissoorten aangetroffen (van Hal et al. 2012; tabel 2.13). In OWEZ is tussen seizoenen en jaren echter een zeer dynamische visgemeenschap (zowel nabij de bodem als pelagisch) aangetoond (Lindeboom et al. 2011).

Vissen in het plangebied: conclusie

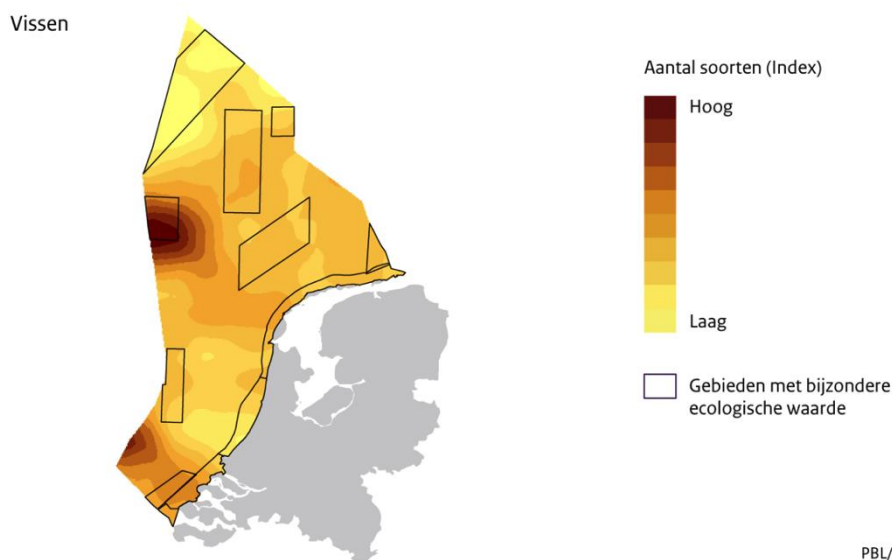
Het plangebied is, in vergelijking met andere gebieden in de Noordzee (CBS *et al.* 2012), laag in diversiteit (figuur 2.18), mede doordat bodemsubstraat vrij zandig en eenvormig is, wat voornamelijk platvis faciliteert (Tabel 2.11; 2.12). In het plangebied komen geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al.* 2016).

Tabel 2.11 Totaal aantal exemplaren van bodemvissoorten in het plangebied HKN, verzameld in het kader van OWEZ monitoring (2003, 2004, 2007, 2011) (OWEZ data Wageningen Marine Research via Informatiehuis Marien)

Soort	Nederlandse naam	Aantal
<i>Echiichthys vipera</i>	kleine pieterman	128
<i>Callionymus lyra</i>	pitvis	116
<i>Arnoglossus laterna</i>	schurftvis	80
<i>Buglossidium luteum</i>	dwergtong	61
<i>Limanda limanda</i>	schar	57
<i>Pleuronectes platessa</i>	schol	57
<i>Merlangius merlangus</i>	wijting	46
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	lozano's grondel	38
<i>Pomatoschistus minutus</i>	dikkopje	38
<i>Callionymus reticulatus</i>	raster pitvis	24
<i>Sprattus sprattus</i>	sprot	22
<i>Clupea harengus</i>	haring	20
<i>Ammodytes</i>	zandspiering	14
<i>Platichthys flesus</i>	bot	14
<i>Solea solea</i>	tong	12
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	zeedonderpad	12
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	smelt	10
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	rode poon	10
<i>Syngnathus</i>	zeenaald	10
<i>Agonus cataphractus</i>	harnasmannetje	9
<i>Mullus surmuletus</i>	mul	6
<i>Scomber scombrus</i>	makreel	6
<i>Trachurus trachurus</i>	horsmakreel	6
<i>Microstomus kitt</i>	tongschar	6
<i>Eutrigla gurnardus</i>	grauwe poon	6
<i>Engraulis encrasicolus</i>	ansjovis	2
<i>Sardina pilchardus</i>	sardien	2
<i>Ciliata mustela</i>	vijfdradige meun	2
<i>Trisopterus luscus</i>	steenbolk	2
<i>Trisopterus minutus</i>	dwergbolk	2
<i>Aphia minuta</i>	glasgrondel	2
<i>Liparis liparis</i>	slakdolf	2

Tabel 2.12 Bodemvissoorten in offshore windpark Prinses Amalia (PAWP), zoals overgenomen uit van Hal 2014.

Dutch name	English name	scientific_name	Grand Total
Dwergtong	Solenette	Buglossidium luteum	4589
Schol	Plaice	Pleuronectes platessa	3571
Schar	Dab	Limanda limanda	2262
Schurftvis	Scaldfish	Arnoglossus laterna	1525
Grondel	Goby	Pomatoschistus	842
Pitvis	Common dragonet	Callionymus lyra	547
Mul	Striped red mullet	Mullus surmuletus	232
Tong	Sole	Solea vulgaris	217
Zeedonderpad	Bull rout	Myoxocephalus scorpius	72
Harnasmannetje	Hooknose	Agonus cataphractus	49
Horsmakreel	Horsmackerel	Trachurus trachurus	49
Smelt	Greater sandeel	Hyporhamphus lanceolatus	44
Grauwe poon	Grey gurnard	Eutrigla gurnardus	43
Wijting	Whiting	Merlangius merlangus	42
Rode poon	Tub gurnard	Trigla lucerna	37
Kleine pieterman	Lesser weever	Echiichthys vipera	33
Ammodytes	Sandeel	Ammodytes	8
Geep	Garfish	Belone belone	7
Tarbot	Turbot	Psetta maxima	5
Bot	Flounder	Platichthys flesus	5
Tongschar	Lemon sole	Microstomus kitt	4
Groene zeedonderpad	Seascorpion	Taurulus bubalis	3
Snotolf	Lumpsucker	Cyclopterus lumpus	3
Griet	Brill	Scophthalmus rhombus	2
Rasterpitvis	Reticulated dragonet	Callionymus reticulatus	2
Haring	Hering	Clupea harengus	1
Kleine zeenaald	Lesser pipefish	Syngnathus rostellatus	1



Bron: RWS; Imares; Bewerking PBL

PBL/sep12
www.clo.nl/nl215901

Figuur 2.19 Diversiteit aan vis in de Noordzee (bron: CBS et al. 2012).

Tabel 2.13 Overzicht van waargenomen vissoorten gedurende meerdere monitoringsjaren (2003-2004, 2007-2008 en 2011) in offshore windpark Egmond aan Zee (tabel overgenomen uit van Hal et al. 2012). NB: er zijn in de tabel soorten opgenomen waarvan de determinatie waarschijnlijk niet correct is (*).

Dutch name	English name	Scientific name	NSWDEM						NSWPEL				NSWGILL		
			T0		T1		T5		T0		T1		T5		
			S	W	S	W	W	S	Sp	Au	Sp	Sp	Sp	S	
1 Pitvis	Common dragonet	Callionymus lyra	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2 Haring	Herring	Clupea harengus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
3 Schar	Dab	Limanda limanda	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
4 Wijting	Whiting	Merlangius merlangus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
5 Schol	Plaice	Pleuronectes platessa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
6 Ammodytes	Sandeel species	Ammodytes sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
7 Smelt	Greater sandeel	Hyperoplus lanceolatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
8 Zeedonderpad	Bull rout	Myoxocephalus scorpius	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
9 Sprot	Sprat	Sprattus sprattus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
10 Dwertgong	Solenette	Buglossidium luteum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
11 Kleine pieterman	Lesser weever	Echichthys vipera	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
12 Bot	Flounder	Platichthys flesus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
13 Tong	Sole	Solea solea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
14 Horsmakreel	Horse mackerel	Trachurus trachurus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
15 Schurftvis	Scadfish	Arnoglossus laterna	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
16 Kabeljauw	Cod	Gadus morhua	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
17 Grondel	Goby species	Pomatoschistus sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
18 Harnasmannetje	Hooknose	Agonus cataphractus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
19 Makreel	Mackerel	Scomber scombrus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
20 Griet	Brill	Scophthalmus rhombus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
21 Steenbolk	Bib	Trisopterus luscus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
22 Grauwe poon	Grey gurnard	Eutrigla gurnardus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
23 Tarbot	Turbot	Psetta maxima	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
24 Syngnathus	Pipefish species	Syngnathus sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
25 Vijfdradige meun	Fivebeard rockling	Ciliata mustela	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
26 Mul	Striped red mullet	Mullus surmuletus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
27 Rode poon	Tub gurnard	Trigla lucerna	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
28 Glasgrondel	Transparent goby	Aphia minuta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
29 Rasterpitvis	Reticulated dragonet	Callionymus reticulatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
30 Ansjovis	Anchovy	Engraulis encrasicolus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
31 Tongshar	Lemon sole	Microstomus kitt	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
32 Pelsier	Pilchard	Sardina pilchardus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
33 Dwertgong	Pour cod	Trisopterus minutus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
34 Fint	Twaite shad	Alosa fallax	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
35 Snotolf	Lumpsucker	Cydopterus lumpus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
36 Driedoornige stekelbaars	Stickleback	Gasterosteus aculeatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
37 Slakdolf	Sea-snail	Liparis liparis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
38 Geep	Garfish	Belone belone	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
39 Adderzeenaald	Snake pipefish	Entelurus aequoreus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
40 Groene zeedonderpad	Sea scorpion	Taurulus bubalis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
41 Eift *	Allis shad *	Alosa alosa *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
42 Zeebaars	Sea bass	Dicentrarchus labrax	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
43 Vierdradige meun	Four-bearded rockling	Enchelyopus cimbrius	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
44 Rivierprik	Lamprey	Lampetra fluviatilis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
45 Spiering	Smelt	Osmerus eperlanus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
46 Botervis	Butterfish	Pholis gunnellus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
47 Stekelroq	Roker	Raja clavata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
48 Kleine kooernaarvis *	Big-scale sand-smelt *	Atherina boyeri *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
49 Trekkervis	Grey triggerfish	Balistes carolinensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
50 Gevlekte pitvis *	Spotted dragonet *	Callionymus maculatus *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
51 Kliplipvis	Goldsinny wrasse	Otenolabrus rupestris	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
52 Zwarte grondel	Black goby	Gobius niger	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
53 Heilbot	Halibut	Hippoglossus hippoglossus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
54 Lichtend sprontje	Pearl side	Merulius muelleri	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
55 Blauwe wijting	Blue whiting	Micromesistius poussou	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
56 Gevlekte gladde haai	Starry smoothhound	Mustelus asterias	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
57 Zalm	Salmon	Salmo salar	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

2.7 Benthos

Algemeen

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 '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, 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) (figuur 2.22). De Nederlandse Noordzeekustzone is aanzienlijk soortenarmer, onder andere door een lagere saliniteit, hogere variabiliteit in klimatologische en hydrologische omstandigheden en verstorende menselijke activiteiten, zoals vervuiling en eutrofiëring (Craeymeersch *et al.* 2008). De biodiversiteit, dichtheden en biomassa's van macrobenthos en megabenthos zijn relatief laag ten opzichte van andere gebieden in de Noordzee (Bos *et al.* 2011; Van Moorsel 2003). Het plangebied windenergiepark Hollandse Kust (west) bevindt zich in deze relatief soortenarme kustzone.

In de kustzone wordt de bodem voor het grootste gedeelte gedomineerd door zand en is onderhevig aan een hoge dynamiek. Het benthos wordt hier gedomineerd door bodemdieren met een gravende levenswijze geassocieerd aan zachte substraten (zoals wormen en schelpdieren). Plaatselijk zijn harde substraten aanwezig, zoals scheepswrakken en windparken. Hierop bevindt zich benthos dat geassocieerd is met harde substraten.

Kustzone, overgangszone en gebied op zee

De Noordzee kustzone langs de Nederlandse kust kan onder worden verdeeld in verschillende zones:

- Kustzone
- Overgangszone
- Gebied op zee

Voor de Hollandse kust is de kustzone slechts 5 kilometer breed en reikt ongeveer tot de 15 meter dieptelijn (NAP) (Van Duin *et al.* 2011). Door het dynamische karakter van deze zone komen hier vooral bodemdieren voor die een relatieve korte levensduur hebben en hieraan aangepast zijn door een snelle reproductie en een groot aantal nakomelingen (zogenaamde r-strategen). Ondanks de relatief lage diversiteit in de kustzone, laten schelpdiersurveys zien dat hier wel de hoogste biomassa's worden gevonden (Hal *et al.* 2012; De Jong *et al.* 2015). Dit komt door de aanwezigheid van schelpdierbanken. Ten aanzien van schelpdierbanken in de kustzone hebben in de afgelopen decennia duidelijke veranderingen plaats gevonden. In de jaren negentig kwamen er rijke *Spisula subtruncata* schelpdierbanken voor in de Noordzeekustzone. Rond de millennium wisseling zijn deze *Spisula* banken echter voor het grootste gedeelte verdwenen en werd de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus* / *Ensis leei*) een van de dominante soorten (Hal *et al.* 2012). Sinds enkele jaren begint *Spisula* langzaam terug te komen in de Noordzeekustzone, met in 2017 een enorme stijging in aantallen en biomassa (Troost *et al.* 2017) hetgeen ook werd waargenomen tijdens een Wozep-onderzoek in het Prinses Amalia Windpark (Leewis & Klink 2017). Uit de studie van De Jong *et al.* (2015) in de kustzone van de Noordzee, blijkt dat de soortenrijkdom en biomassa van macrozoobenthos het hoogst op een diepte van 20 m met een korrelgrootte van 200 µm is.

Tussen de kustzone en het gebied op zee kan een overgangszone worden onderscheiden (Van Scheppingen & Groenewold 1990 in Van Duin *et al.* 2011). Deze zone wordt begrensd van circa 5 kilometer tot 20 kilometer uit de kust. De bodemdiergemeenschappen in deze zone wordt gekarakteriseerd door een relatief hoge dichtheid en biomassa aan kreeftachtigen, maar verder zeewaarts wordt de bodemdiergemeenschap steeds meer gedomineerd door wormen. Schelpdieren komen hier veel minder voor dan in de kustzone. Een recente studie toont aan dat de aanwezigheid van zandgolven de ruimtelijke verdeling van benthos beïnvloedt: de abundantie (aantal individuen per m²) van epibenthos is significant hoger in de troggen dan op de kammen van de zandgolven (Damveld *et al.* 2018). Eenzelfde patroon op grotere schaal is eerder aangetoond betreffende de dichtheid en diversiteit van de benthische soortgemeenschappen bij grootschalige getijdenzandbanken (Van Dijk *et al.* 2012).

De gemeenschap op zee wordt qua dichtheid gedomineerd door polychaeten. Zij heeft als kenmerkende soorten de polychaete wormen *Nephtys cirrosa*, *Magelona papillicornis* en *Spiophanes bombyx*, de vlokreeftjes *Bathyporeia elegans*, *B. guilliamsoniana*, *Urothoe brevicornis* en *U. poseidonis* (Van Duin *et al.* 2011). Voor de Noord- en Zuid-Hollandse kust neemt de biomassa in zeewaartse richting snel af. De gemiddelde biomassa van de gemeenschap op zee is met 13,6 gram AVDG/m² circa drie maal zo laag als de kustgemeenschap (Van Duin *et al.* 2011). Grote en dichte schelpenbanken ontbreken, de biomassa wordt meer bepaald door kreeftachtigen en stekelhuidigen. Alleen een soort als *Donax vittatus* (het zaagje) kan plaatselijk in tamelijk hoge dichtheden voorkomen (Holtmann *et al.* 1996 in Van Duin *et al.* 2011), evenals de ribbouwende polychaete *Sabellaria spinulosa* (van der Reijden *et al.* 2019).

Soortengemeenschap van het plangebied

Binnen het plangebied Hollandse Kust (west) zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschappen. Echter, er zijn in de laatste twee decennia diverse inventarisatie- en monitoringonderzoeken in de Noordzee kustzone uitgevoerd die een beeld kunnen schetsen van het benthos zoals dat aanwezig is in de nabijheid van het huidige plangebied. Benthos in het nabijgelegen plangebied Hollandse Kust (noord) is onder andere gemonitord in het kader van WOT schelpdierbemonstering (bodemschaafgegevens van WMR 2004-2016) en van monitoringsonderzoek voor het windpark PAWP (Vanagt *et al.* 2013, Leewis and Klink 2017, Leewis *et al.* 2018) en het windpark OWEZ (Bergman *et al.* 2012, 2015). Daarnaast zijn er gegevens verzameld in het kader van Benthos data in Sole Net Surveys (SNS). Op basis van habitatovereenkomsten is de benthos gemeenschap in het huidige plangebied zeer waarschijnlijk vergelijkbaar met de gemeenschappen zoals die beschreven zijn in deze surveys.

Benthos nabij het plangebied op basis van WOT schelpdierbemonstering: Bodemschaaf gegevens WMR 2004-2016

Op basis van de bodemschaaf gegevens van Wageningen Marine Research uit de periode 2004 t/m 2016 binnen het plangebied (Beschikbaar via Open Data; Informatiehuis Marien, Tabel 2.14) blijkt dat soorten als mesheften (*Ensis sp.*), zaagjes

(*Donax vittatus*), gewone zeester (*Asterias rubens*), gewone slangster (*Ophiura ophiura*) en Venusschelp (*Chamelea striatula*) het belangrijkste zijn in termen van biomassa. Ook komen soorten als grote strandschelp (*Mactra stultorum*), gevlochten fuikhoren (*Nassarius reticulatus*), halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) en gewone zwemkrab (*Liocarcinus holsatus*) veel voor. Een aantal soorten, zoals gewone otterschelp *Lutraria lutraria*, worden ondanks een kleine bijdrage aan de biomassa, wel in meer dan 80% van de monsters aangetroffen en zijn dus ook kenmerkend voor het gebied.

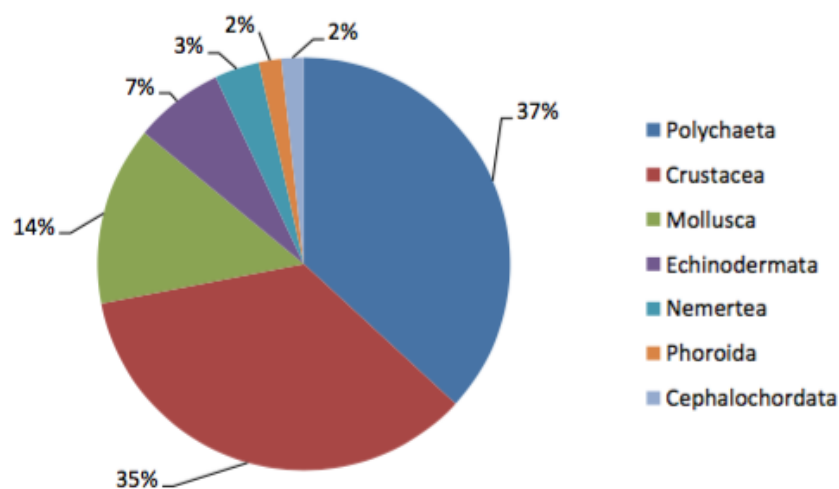
Tabel 2.14 WOT-schelpdierdata; 2004-2016 binnen het plangebied (Bron: WMR via Informatiehuis Marien). Aantal jaar: aantal jaar dat de soort is aangetroffen (van totaal 13 jaren), Gem aantal: gemiddelde aantal individuen-, Biomassa: gemiddelde biomassa per vierkante meter over de periode 2004-2016.

	Aantal jaar	Gem aantal (n/m2)	Biomassa (g/m2)
<i>Ensis sp</i>	13	698,6	6052,2
<i>Donax vittatus</i>	12	1579,8	2691,1
<i>Asterias rubens</i>	9	0,1	2046,3
<i>Ophiura ophiura</i>	10	616,7	1679,3
<i>Chamelea striatula</i>	12	137,3	1442,9
<i>Mactra stultorum</i>	2	0,2	986,4
<i>Nassarius reticulatus</i>	2	0,4	844
<i>Spisula subtruncata</i>	13	248,2	747,6
<i>Liocarcinus holsatus</i>	13	0,2	718
<i>Spisula solida</i>	12	0,2	415,1
<i>Thia scutellata</i>	12	101	118,5
<i>Spisula elliptica</i>	12	150,1	108
<i>Euspira catena</i>	6	0,1	0,7
<i>Lutraria lutraria</i>	11	0,1	0,5
<i>Corystes cassivelaunus</i>	7	0,1	0,4
<i>Liocarcinus depurator</i>	1	0,1	0,3
<i>Ophiura albida</i>	11	110,3	0,2
<i>Tellina fabula</i>	4	0,2	0,1
<i>Liocarcinus navigator</i>	3	0,1	0,1
<i>Tellina tenuis</i>	2	0,1	0,1
<i>Nassarius nitidus</i>	1	0,1	0,1
<i>Euspira nitida</i>	9	0,1	0
<i>Abra alba</i>	1	0,1	0
<i>Ebalia tumefacta</i>	1	0,1	0
<i>Diogenes pugilator</i>	5	0,1	
<i>Pagurus bernhardus</i>	12	0,1	

Benthos nabij het plangebied: offshore windpark Prinses Amalia (PAWP)

De uitgebreide monitoring van de benthos in offshore windpark PAWP is vanwege de geringe afstand (ca. 31 km buiten het plangebied) waarschijnlijk vergelijkbaar met de soorten in het plangebied. Uit de gegevens van PAWP komt naar voren dat de

korrelgrootte in het windpark gemiddelde 277 μm (± 16.7 (SD)) en uit meer dan 99% bestaat uit zand. Tijdens de bemonsteringen zijn 58 taxa aangetroffen met de boxcore en 50 taxa met de bodemschaaf. Het grootste aandeel van de taxa zijn wormen en kreeftachtigen. Wormen als *Scoloplos armiger*, *Nephtys cirrosa*, stekelhuidigen als gewone zeester, gewone slangenster en zeeklit (*Echinocardium cordatum*), tweekleppigen als mesheften, strandschelpen en zaagjes en kreeftachtigen als kniksprietkreeftjes (*Bathyporeia elegans*), gewone garnaal (*Crangon crangon*) en gewone zwemkrab zijn kenmerkend voor het gebied (Vanagt *et al.* 2013; Figuur 2.20).

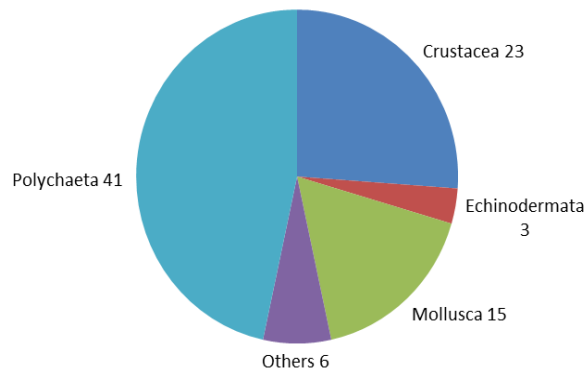


Figuur 2.20 Verdeling soortenrijkdom: verdeling van aangetroffen benthos taxa ($n=58$) over verschillende groepen in offshore windpark Prinses Amalia in 2011 (uit Vanagt *et al.* 2013).

Benthos nabij het plangebied: offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ)

De uitgebreide monitoring van de benthos in offshore windpark Egmond aan Zee (OWEZ) dat in 2006 is gebouwd is en ca. 42 km buiten het plangebied ligt is waarschijnlijk vergelijkbaar met de soorten in het plangebied. In het OWEZ en aangrenzende referentiegebieden is in 2011 een uitgebreide bemonstering uitgevoerd op basis van box-core sampling (Bergman *et al.* 2012). Hierbij zijn in totaal 88 benthos soorten aangetroffen waarbij de soortengemeenschap gedomineerd werd door wormen en kreeftachtigen (figuur 2.21).

In 2003 werden in een eerdere monitoringsronde van het OWEZ in totaal 115 soorten bodemdieren aangetroffen (Jarvis *et al.* 2004). Het benthos werd ook in 2003 gedomineerd door wormen, waarvan veel soorten een 'patchy' verspreiding vertoonden. Daarnaast waren kleine kreeftachtigen algemeen. Er werden in 2003 vijf soorten weekdieren aangetroffen: Glanzende tepelhoorn, (*Polinices pulchellus*), Ovale zeeklitschelp (*Tellimya ferruginosa*), strandschelp (*Spisula spp.*), rechtsgestreepte platschelp (*Fabulina fabula*) en zaagje (*Donnax vittatus*) die in relatief lage dichtheden voorkwamen en één stekelhuidige (zeeklit (*Echinocardium cordatum*)).



Figuur 2.21 Verdeling van aangetroffen benthos soorten (n=88) over verschillende groepen in offshore windpark Egmond aan Zee in 2011 (uit Bergman et al. 2012).

Benthos nabij het plangebied: data in Sole Net Surveys (SNS)

Tijdens platvis-surveys die worden uitgevoerd met een 6 meter boomkor worden ook bijvangst van bodemdieren genoteerd. De gemiddelde vangsten van een van de raaien die in (de buurt van) het plangebied ligt (raai voor IJmuiden nummer 630) zijn gepresenteerd in Van Duin et al. 2011. Uit de gegevens blijkt dat soorten als gewone zeester (*Asterias rubens*), gewone garnaal (*Crangon crangon*), mesheften (*Ensis spp.*), gewone zwemkrab (*Liocarcinus holsatus*), gewone slangster (*Ophiura ophiura*) en heremietkreeftjes (*Pagurus spp.*) het meest gevangen worden. Schelpdieren, anders dan mesheften (*Ensis spp.*), strandschelpen (*Spisula spp.*) en zaagjes (*Donax vittatus*) worden nauwelijks aangetroffen en zeeklit (*Echinocardium cordatum*) komen in matige dichtheden voor (Van Duin et al. 2011).

Benthos in het plangebied: conclusie

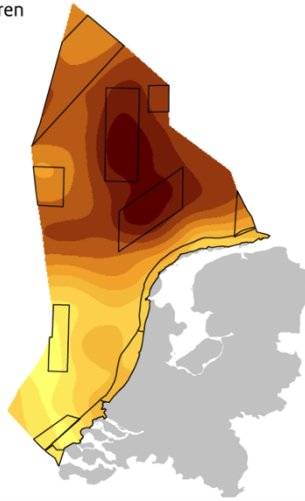
Gezien de habitatovereenkomsten met de zojuist beschreven locaties nabij het huidige plangebied, wordt aangenomen dat het benthos in het plangebied wordt gedomineerd door polychaete wormen, enkele soorten schelpdieren (met name mesheften, maar ook strandschelpen, zaagjes), en zeeklit. Het plangebied valt buiten het schelpenwingsgebied (Informatiehuis Marien: Gebruik). Op de bodem zijn gewone zeester, gewone zwemkrab, gewone slangster en gewone garnaal algemeen.

In het plangebied komen geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos et al. 2016) zoals Noordkromp (*Artica islandica*), purperslak (*Nucella lapillus*) en platte oester (*Ostrea edulis*). Wel is er één platte oester gevonden in het PAWP (Vanagt et al. 2014) en meerdere platte oesters nabij het plangebied in het OWEZ (Bouma & Lengkeek 2012). Er bestaat een theoretische kans op de aanwezigheid van *S. spinulosa* riffen (Reijden et al. 2019), welke beschermd zijn krachtens de OSPAR lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (OSPAR Commissie 2008a, OSPAR Commissie 2013). Nader onderzoek kan dit uitsluiten of bevestigen.

Ook kent het plangebied geen hoge biodiversiteit aan bodemleven. De diversiteit is laag tot gemiddeld (figuur 2.22) in vergelijking tot het overige deel van de Noordzee (CBS et al. 2012).

Biodiversiteit Noordzee, 1991 – 2010

Bodemdieren



Aantal soorten (Index)

Hoog

Laag

Gebieden met bijzondere ecologische waarde

Bron: RWS; Imares; Bewerking PBL

PBL/sep12
www.dlo.nl/nl215901

Figuur 2.22 Diversiteit benthos Noordzee (bron: CBS et al. 2012).

3 Effecten windturbines op natuur

De bouw van windparken in de Noordzee heeft uiteenlopende gevolgen voor zeevogels, trekkende landvogels en trekkende vleermuizen. In de nu volgende paragrafen volgt een overzicht van de beschikbare kennis omtrent de effecten van windparken op zee op vogels en vleermuizen. Hiervoor zijn onderzoeksresultaten uit zowel Nederland als elders uit West Europa geraadpleegd. In het algemeen kunnen er drie hoofdeffecten van windturbines op vogels (en vleermuizen) worden onderscheiden (b.v. Drewitt & Langston 2006):

1. **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.
2. **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.
3. **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. Verstoring van broedgebieden wordt hier buiten beschouwing gelaten omdat op zee geen vogels broeden.

Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is additionele sterfte. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Baerwald *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 het 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 vormen van het leefgebied van vleermuizen, komt het aspect van habitatverlies ook niet naar voren.

Alle bovengenoemde effecten doen zich voor tijdens de diverse fasen tijdens de ontwikkeling en het gebruik van windenergiegebied Hollandse Kust (west):

- **Aanlegfase** - aanleg van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Gebruiksfase** - 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 Hollandse Kust (west) zijn de resultaten van bovengenoemd onderzoek gebruikt in dit hoofdstuk. 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 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 Hollandse Kust (west). Echter de uitkomsten vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark aldaar op de verschillende soort(groep)en. Dit geldt met name voor de resultaten verkregen in de parken net over de grens in België gezien de 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	Uitwijking van zee-eenden en vliegbewegingen van meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en sterns. Aantrekking van sterns aan de randen van parken. Gewenning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag door jan-van-gent, duikers, 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, stormmeeuw, drieteenmeeuw, visdief/noordse stern, alkachtigen.
BEL	zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, alk. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, sterns, dwergmeeuwen drieteenmeeuw.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw en alkachtigen. Aantrekking van aalscholers, 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.

3.1 Vogels - Aanvaringen

Boven zee vliegen zowel lokaal verblijvende zeevogels als trekkende zee- en landvogels. Een deel van deze vliegbewegingen vind plaats op rotorhoogte van windturbines, waardoor deze vogels kans hebben om in aanraking te komen met de rotorbladen wat over het algemeen de dood tot gevolg heeft. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn niet voorhanden, echter in diverse landen om ons heen is geprobeerd om aantallen aanvaringslachtoffers vooraf te berekenen, en een enkele studie aan de kust maakt een inschatting van de mogelijke effecten van aanvaringen.

3.1.1 Constructiefase

Met name in het donker komen aanvaringen van vogels met sedentaire objecten zoals turbines en stilliggende schepen voor. Exacte schattingen van aantallen slachtoffers zijn niet bekend. Echter zullen vergelijkbaar zijn met een willekeurige situatie op land waar vogels ook met gebouwen in aanraking komen (b.v. Drewitt & Langston 2008). Het gaat hierbij om incidenten en de totale aantallen slachtoffers zijn klein.

Veel belangrijker tijdens de constructiefase is de permanente aanwezigheid van schepen die verlichting voeren. Verlichting trekt namelijk allerlei diersoorten, maar met name vogels, aan waardoor deze gedesoriënteerd raken (Barton & Pollock 2009, Bruynzeel *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 direct 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, 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.

3.1.2 Operationele fase

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).

Aanvaringen komen waarschijnlijk voor onder kustbroedvogels die op zee foerageren en die van en naar de broedplek op en neer vliegen (b.v. Everaert & Stienen 2007,

Prinsen *et al.* 2013). Verder komen aanvaringen voor onder zeevogels die permanent in het gebied verblijven en onder trekvogels (b.v. Drewitt & Langston 2006). Er zijn momenteel slechts enkele waarnemingen bekend van aanvaringen van zeevogels met een windturbine op zee. Bij een recente studie in een offshore windpark in het Verenigd Koninkrijk registreerde een camera gedurende twee jaar in totaal 6 aanvaringen van meeuwen met een windturbine (Skov *et al.* 2018). Daarnaast werd een andere aanvaring waargenomen in Zweden. Hier werd met behulp van radar en visuele observaties onderzoek gedaan naar het vlieggedrag van eiders. Uit een groep met 310 vogels werden vier vogels geraakt en minstens één daarvan werd gedood (Pettersson 2005). Verdere waarnemingen van aanvaringen op zee of waarnemingen van aanvaringslachtoffers in het water ontbreken.

Volgens de huidige afspraken zullen de turbines die gebouwd gaan worden in Hollandse Kust (west) uitsluitend worden uitgerust met een rood knipperend toplicht. Verlichting heeft een aantrekkende werking op vogels (o.a. Barton & Pollock 2009), echter de kleur en intensiteit van het licht is van groot belang (Poot *et al.* 2008). En hoewel uit deze studie naar voren kwam dat rood licht een aantrekkende werking heeft, zal een knipperend rood licht minder aantrekking veroorzaken dan een continue schijnend wit licht.

Schattingen van aantallen aanvaringslachtoffers op zee worden gemaakt met behulp van verschillende rekenmodellen (b.v. 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. De huidige stand van kennis is dat voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers gebruik wordt gemaakt van het Extended Band Model 2012 (Band 2012). In het algemeen blijkt uit deze modellen dat bij windturbines met hogere tiphoogtes minder aanvaringslachtoffers te verwachten zijn 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.

3.1.3 Verwijderingsfase

De kans op aanvaringen tijdens de verwijderingsfase zijn vergelijkbaar met die tijdens de aanlegfase. Niet zozeer de aanwezigheid van turbines vormt een risico op aanvaringen als wel de aanwezigheid van permanent verlichte schepen in het gebied.

3.2 Vogels – Barrièrewerking

Tijdens hun vluchten boven zee wijken diverse soorten vogels uit voor individuele windturbines en hele windparken (b.v. Krijgsveld 2014). Deze uitwijking kan dermate groot zijn dat vogels het windpark als een barrière ervaren op lang bestaande

vliegroutes. Barrièrewerking, en dan met name de energetische gevolgen van omvliegen, is zeer moeilijk te onderzoeken, echter in het Verenigd Koninkrijk zijn recent hierover de eerste bevindingen gepubliceerd en hieronder samengevat.

3.2.1 Constructiefase

Over barrièrewerking tijdens de aanlegfase is momenteel niks 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.

3.2.2 Operationele fase

Zowel uit onderzoek op land als op zee blijkt dat veel soorten vogels uitwijken bij nadering van een windpark op zee 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). Ze ervaren windparken als een barrière op hun vliegroute. Barrièrewerking kan dus zowel optreden voor seizoenstrek als voor lokale vliegbewegingen. Dit uitwijkgedrag is onder te verdelen in uitwijking rond het park (**macro-uitwijking**) en uitwijking rond individuele turbines (**micro-uitwijking**). Beide typen worden hieronder 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 vormde voor deze vogels.

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. 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.

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). Echter onbekend is wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Uitwijking is wel van groot belang voor het berekenen van

aantallen aanvaringslachtoffers. Daarom wordt dit hieronder in meer detail behandeld.

Macro-uitwijking

Onder macro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op het gehele windpark verstaan. In Denemarken is voor bepaalde soorten een verschil vastgesteld tussen uitwijking overdag en uitwijking in de nacht. Nabij windpark Nysted vlogen gedurende de nacht onder meer eiders en zwarte zee-eenden dichterbij 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. Uitwijking rond de windparken vond plaats vanaf 5 kilometer 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.

Na oprichting van een nearshore 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.

Onderzoek bij Tunø Knob (Kattegat, DK) (Tulp *et al.* 1999, Larsen & Guillaumet 2007) bevestigde ook dat lokaal verblijvende eiders in donkere nachten hun vlieggedrag aanpassen. 's Nachts werd in en om het windpark Tunø Knob en directe omgeving duidelijk minder gevlogen dan in de wijdere 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).

Een vergelijkbaar patroon is zichtbaar in windpark OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011). Uit dit onderzoek bleek dat uitwijking het grootst is bij zeevogels als jan-van-gent, duikers, alken en zeekoeten en zwarte zee-eend. Ganzen, zwanen en eenden waren trekkende landvogels die uitweken voor het windpark. Geen uitwijking werd vastgesteld voor aalscholver, de meeste meeuwensoorten en langstreckende 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 rond turbinehoogte. Trekvogels als steltlopers en zangvogels vlogen tot 1,4 km hoogte.

In een studie in Engeland werd uitwijking ook vastgesteld voor trekkende groepen ganzen (~95% van alle trekkende kleine rietganzen) veroorzaakt door een windpark op enkele kilometers uit de kust (Plonckzier & Simms 2012). Ook 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).

Een recente studie naar ontwijkgedrag van kleine mantelmeeuwen in offshore windparken laat zien dat de soort macro-uitwijking vertoont en in mindere mate gebruik maakt van windparken (Gyimesi *et al.* 2018a). Ook Skov *et al.* (2018) vonden een macro-uitwijking onder grote meeuwensoorten in een Brits offshore windpark variërend van 44%-62%. Echter, de aanwezigheid van vissersboten nabij het windpark kan van invloed zijn geweest op deze resultaten. Sommige individuele kleine mantelmeeuwen foerageren daarentegen regelmatig binnen windparken, maar blijken daar een sterke uitwijking op micro-/meso-schaal te vertonen (Thaxter *et al.* 2018).

Micro-uitwijking

Onder micro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op individuele turbines verstaan. Krijgsveld *et al.* (2011) hebben vastgesteld dat de meeste vogels binnen het OWEZ windpark op actieve wijze windturbines ontwaken. Hierbij zijn geen vogels waargenomen die door het rotoroppervlak vlogen. In de nacht werd de directe omgeving van turbines veelal gemeden. 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%.

Uitwijkpercentages in huidige studie

Volgens de huidige stand van wetenschappelijke kennis wordt uitwijking voor de meeste soorten geschat op 98% en voor de meeste zeevogels op 99% (Cook *et al.* 2012). Het Schotse SNH schrijft voor om 98% als basisgetal te gebruiken voor duikers, meeuwen en sterns (SNH 2010), echter Cook *et al.* (2012) beschouwen 99,75% als een betere inschatting van de uitwijking van deze groepen. In dit rapport hebben wij er echter voor gekozen om de soort(groep)specifieke uitwijkingsgetallen te hanteren (gebaseerd op een groot aantal bronnen) zoals samengevat door Maclean *et al.* (2009). Zij concludeerden om uitwijkingspercentages van 99% te hanteren voor duikers, eenden, ganzen, futen, aalscholver, sterns en papegaauiduiker, 99,5% voor jan-van-gent, alkachtigen en meeuwen, en 99,9% voor noordse stormvogel en pijlstormvogels totdat betere informatie beschikbaar komt.

3.2.3 Verwijderingsfase

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.

3.3 Vogels – Habitatverlies

Zeevogels rusten en zoeken voedsel op zee en met name lokaal verblijvende soorten kunnen daardoor verstoord worden door windparken op zee. 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 (Potiek *et al.* 2019, van Kooten *et al.* 2019). Echter werkelijk gemeten effecten van verstoring door windparken op zee zijn nog altijd beperkt.

3.3.1 Constructiefase

Over verstoring tijdens uitsluitend de aanlegfase van een windpark op zee zijn momenteel geen aparte publicaties 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 versturende werking heeft op vele soorten vogels (b.v. Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer *et al.* 2011). Het versturende effect van boten voor zeevogels is echter wel tijdelijk en de duur van verstoring is soortspecifiek. Duikers en zee-eenden bijvoorbeeld blijven lang weg van hun originele zitplek nadat boten weer vertrokken zijn, meeuwen landen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek.

Onderzoek naar verstoring tijdens de bouw 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 bouwactiviteit) 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 andere bouwactiviteiten gedurende een langer seizoen werden uitgevoerd. Het kan niet worden uitgesloten dat de bijbehorende scheepsbewegingen verstrend hebben gewerkt, bijvoorbeeld op alkachtigen in het voorjaar of in de herfst.

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).

3.3.2 Operationele fase

De versturende effecten van windparken op zee kunnen variëren van een licht versturende werking waardoor er minder vogels dan voorheen in het gebied zullen voorkomen, tot een totale verstoring (geen enkel individu komt het gebied meer binnen, afhankelijk van de soort). Verstoring kan verschillende oorzaken hebben zoals:

1. geluid;
2. aanwezigheid van turbines;
3. aanwezigheid van boten, mensen en materieel.

Geluid

Tijdens de operationele fase 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 operationele fase 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 bouw vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens

de operationele fase. 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 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 geluid of juist veroorzaakt wordt door visuele factoren (of de combinatie daarvan) is onbekend (Drewitt & Langston 2006).

In het kavelbesluit van windenergiegebied Hollandse Kust (west) worden 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 met zich meebrengt. Omdat het momenteel niet goed bekend is of het geluid van windturbines een rol speelt in de verstoring van vogels in offshore gebieden, is niet te zeggen of een onbegrensde tipsnelheid en de daarmee gepaard gaande geluidsniveaus tot verhoogde verstoring onder vogels leiden. Wel kan verondersteld worden dat voor zeevogelsoorten waarvan bekend is dat zij windparken vermijden (alk, zeekoet, duikers), visuele aspecten van windparken een belangrijke rol spelen en een verhoogd geluidsniveau een verwaarloosbare verandering zal betekenen. Bij vogelsoorten die momenteel niet verstoringsgevoelig voor windparken lijken te zijn (bijvoorbeeld meeuwen), zullen verhoogde geluidsniveaus wellicht tot een toenemend uitwijkgedrag leiden, maar daarmee zal tegelijkertijd het aantal aanvaringsslachtoffers ook dalen. Hoe de gecombineerde werking van dergelijke effecten zal uitpakken, kan slechts met een gericht onderzoek naar het effect van verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.

Aanwezigheid turbines

De meeste Noordzee-zeevogels waarvoor gegevens beschikbaar zijn, mijden in meer of mindere mate een windpark op zee. In onderzoek in Deense windparken werden dichtheden van vogels in het windpark vergeleken met de dichtheden op de locatie voor de bouw van het windpark, alsmede in zones van 2 en 4 km rond het windpark. Vrijwel alle zeevogels bleken na aanleg het windpark te mijden: dit gold voor duikers (roodkeel- en parelduiker), zwarte zee-eend, ijseend en alk/zeekoet (de laatste twee soorten konden tijdens de (vliegtuig)surveys niet van elkaar worden onderscheiden). De mate waarin vermijding optreedt is veelal soortspecifiek (Petersen & Fox 2007). Vooral soorten die vooral zwemmend op zee voorkomen en die duikend onder water foerageren (roodkeelduiker, alk, zeekoet) bleken sterk vermijdingsgedrag te vertonen. Echter inmiddels blijkt dat zwarte zee-eenden wel weer gebruik maken van Horns Rev (Danish Energy Agency 2013) alhoewel nog immer in lagere dichtheden dan voor de bouw van het park (Petersen *et al.* 2014b). In eerste instantie meden deze vogels het operationele windpark totaal, terwijl in de zone tot 4 km rond het windpark nog een

vermijding met 50-86% werd vastgesteld. Voor de jan-van-gent was het vermijdingspercentage moeilijk vast te stellen omdat er maar weinig van deze vogels werden gezien in het gebied, maar de beste schatting was een vermijdingspercentage van 38% tot op 4 km rond het park. Sterns daarentegen meden het park totaal, maar foerageerden wel in hogere aantallen vlak langs de randen van het park, in het zog van de buitenste turbinepalen (Petersen & Fox 2007).

Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (b.v. Krijgsveld 2014). In OWEZ bleek dat vogels makkelijker tussen turbines doorvliegen waar de openingen groot zijn, of waar turbines stilstaan (Krijgsveld *et al.* 2011). Ook in PAWP kwamen aanwijzingen naar voren dat bijvoorbeeld zeekoeten meer verstoord 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 (A. Zuur (appendix C) in Rijkswaterstaat 2015).

Uit het radar en visueel onderzoek bij OWEZ (Krijgsveld *et al.* 2011) komt naar voren dat verstoring van vliegpaden en habitatverlies door het windpark veelal plaatsvindt bij duikers, jan-van-gent, alk, zeekoet en zwarte zee-eend. Van de trekkende landvogels gold de sterkste vermijding voor ganzen en zwanen. Uit de scheepstellingen bij OWEZ (Leopold *et al.* 2011 & 2012) blijkt dat er sterke aanwijzingen waren dat zeekoeten werden verstoord binnen het windpark en daardoor in lagere dichtheden daar voorkwamen. Voor de meeste overige soorten was dit patroon minder duidelijk, maar statistisch significant habitatverlies werd ook vastgesteld voor duikers, fuut, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en visdief/noordse stern (Leopold *et al.* 2012). Het gebied rond OWEZ bleek tamelijk vogelluw wat betreft de echte zeevogels, waardoor effecten van verstoring op deze groep moeilijk waren vast te stellen. In PAWP kwamen deze soorten in grotere aantallen voor, en hier werd habitatverlies door het windpark vastgesteld voor jan-van-gent, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, zeekoet en alk (Leopold *et al.* 2012). In Luchterduinen is na de bouw van het windpark de afname in aantallen van jan-van-genten bepaald tussen 50% en 75% en van zeekoeten rond 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).

In recent onderzoek in twee windparken op zee in het Belgische deel van de Noordzee, nabij het windenergiegebied Borssele, werden 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).

Ook in Duitsland is intensief onderzoek gedaan naar de effecten van het Alpha Ventus windpark op zee (12 turbines) op de verspreiding en gedrag van vogels (BSH & BMU

2014). Ook hier werden na aanleg van het windpark hogere aantallen dwergmeeuwen geconstateerd in het studiegebied (ongeveer 17,5 bij 27 km), alhoewel dit niet gold binnen de grenzen van het park, maar voornamelijk tussen de 3 en 10 km afstand van het park. Vermijding werd hier geconstateerd voor duikers, mogelijk voor jan-van-gent (kleine steekproefgrootte), kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoeten (Mendel *et al.* 2014). Kleine mantelmeeuwen bleken echter wel gebruik te maken van het windpark om te foerageren en vermeden in die zin het park niet, de aantallen waren echter lager ten opzichte van de situatie voor de bouw 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.

In het Verenigd Koninkrijk werden bij het windpark Robin Rigg hogere dichtheden duikers, aalscholvers en grote meeuwen gevonden na aanleg van het windpark. Lagere dichtheden werden vastgesteld voor jan-van-gent, noordse pijlstormvogels, drieteenmeeuwen, alken en zeekoeten (Walls *et al.* 2013). Een studie naar het verschil in verspreiding van duikers voor en na de aanwezigheid van Duitse windparken liet een significante afname zien in de dichtheid van duikers tot aan 16 km van het dichtstbijzijnde windpark (Mendel *et al.* 2019). Deze afname wordt mogelijk deels verklaard door de toegenomen activiteit van schepen rondom de windparken.

Aanwezigheid mensen en materieel

Verstoring kan potentieel optreden zo gauw er menselijke activiteit in het gebied plaatsvindt dus vanaf de eerste bouwactiviteiten. Voorlopig wordt aangenomen dat het habitatverlies een permanent karakter heeft, dus aanwezig blijft zolang het windpark operationeel is. Onderzoek in Denemarken heeft echter laten zien dat zee-eenden mogelijk wennen aan een windpark, dat wil zeggen het windpark wel binnengaan enkele jaren na de bouw als daar de foerageermogelijkheden gunstig zijn (Petersen & Fox 2007). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewenning 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 gewenning op termijn in principe mogelijk. Echter, er zijn vermoedelijk zeer veel en snelle wisselingen tussen individuen op een bepaalde locatie op zee. Zo werd ten tijde van de Tricolor olieramp vastgesteld, dat vrijwel de hele “populatie” aan alken/zeekoeten in Belgische wateren dood of stervend op het strand aanspoelde (Camphuysen & Leopold 2005). Toch was er op zee geen duidelijke daling van de dichtheden te zien (Eric Stienen, pers. comm.). Evenzo wijzen metingen aan kopruï bij Zeekoeten in het vroege voorjaar erop, dat er voortdurend wegtrek plaatsvindt van individuen die klaar zijn met de rui (Camphuysen & Leopold, 1994). Dit wijst op een hoge turnover van individuen op volle zee, waardoor rond een windpark voortdurend nieuwe individuen zouden arriveren, die nog geen gelegenheid hebben gehad om te wennen. Hierdoor zou gewenning dan ook sterk worden tegengewerkt. Indien de stimulus voor verstoring ligt in onderwatergeluid, lijkt de kans op gewenning geringer. Voorlopig moet daarom worden uitgegaan van een scenario, waarbij het habitatverlies even lang zal duren als de levensduur van het windpark, inclusief bouw en sloop. Echter de intensiteit van menselijke activiteit is wel verschillend tussen de onderlinge fases. Tijdens bouw en sloop zal er veel meer scheepvaart en beweging zijn dan bij een operationeel park.

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 zilverbreeuwen, dwergmeeuwen en noordse sterns/visdieven (niet van elkaar te onderscheiden tijdens vliegtuig surveys) in de omgeving van het windpark aanwezig waren, mogelijk als gevolg van het toegenomen scheepvaartverkeer ter plaatse (voor onderhoud) en als gevolg 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).

Aanname voor gevolgen van habitatverlies

Het is momenteel onbekend hoe bovenstaand vermijding/verplaatsingsgedrag kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. In het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) wordt op basis van de bevindingen van Bradbury *et al.* (2014) de aanname gedaan dat er 10% sterfte optreedt als gevolg van vermijding. Dat wil zeggen dat 10% van het aantal individuen dat vermijding vertoont zal sterven. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat vermijdingsgevoelige soorten het gehele windparkgebied volledig zullen vermijden (100%). Ook de JNCC (advies orgaan voor de UK vergunningverleners) hanteert als worst-case een sterfte van 10% van de individuen die het windpark zullen vermijden¹. Hierbij adviseert de JNCC uit te gaan van een bepaald vermijdingspercentage, waar in de MER/PB Hollandse Kust (west) ervan uit wordt gegaan dat 100% van de dieren vermijding zal vertonen. De hoogte van de sterfte factor is één op één gerelateerd aan de aantallen slachtoffers. Een sterftefactor van 20% geeft dus dubbel zoveel slachtoffers als 10%.

Uit de internationale reviews van het KEC die de overheid heeft laten uitvoeren, blijkt dat deze aanname sterk wordt bediscussieerd/bevraagd, door gebrek aan bewijs omtrent dit onderwerp. Eén van de revisoren geeft aan dat deze aanname tot onrealistische worst-case aannames leidt, de ander geeft aan dat de effect-relatie mogelijk is (sterfte dan wel populatie effecten als gevolg van vermijding), maar kwantitatieve onderbouwing hiervan is moeilijk bij gebrek aan wetenschappelijk bewijs. In ieder geval zouden revisoren zien dat dit onderdeel in de ideale wereld soortspecifiek zou worden opgepakt, met inachtneming van ecologisch relevante

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."

aspecten zoals windturbine gevoeligheid, voedselbeschikbaarheid en concurrentie. Desalniettemin hanteren we in voorliggend rapport de aannames van het KEC, bij gebrek aan meer realistische gegevens op dit moment.

3.3.3 Verwijderingsfase

Er zijn nog geen studies mogelijk geweest naar effecten van de sloop van een windpark op zee op vogels. In hoofdlijnen komen de duur en de intensiteit van de benodigde werkzaamheden overeen met de aanlegfase (zie aldaar). Het gaat om de verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen. Hierdoor zullen de effecten gedurende de verwijderingsfase 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.

3.4 Vogels – Indirecte effecten

De bouw en ingebruikname van een windpark op zee veroorzaakt diverse veranderingen van het lokale habitat. Dit heeft gevolgen voor de daar levende vogels. Empirische gegevens zijn (nog) niet beschikbaar, echter op basis van resultaten uit diverse onderzoekslijnen aan verschillende diergroepen zijn enkele effecten te verwachten.

3.4.1 Constructiefase

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 (zie §3.4.2).

3.4.2 Operationele fase

Momenteel is in het gebied van windparken op zee het visserij 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, 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 gevist 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 (zie §3.3.2) kan in de operationele fase hogere geluidsniveaus met zich meebrengen. Mogelijk speelt het geluid van windturbines een rol in de 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.

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.

3.4.3 Verwijderingsfase

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 praktijk ervaring 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.

3.5 Vleermuizen

Effecten van onshore windturbines op vleermuizen zijn goed gedocumenteerd (b.v. Kunz *et al.* 2007) en in Bijlage III wordt een overzicht gegeven van de bekende literatuur. Boven zee, verder dan 10 km uit de kust, komen vrijwel uitsluitend trekkende vleermuizen voor en ook in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn trekkende vleermuizen te verwachten (zie §2.4). Kennis over het voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van windparken op zee is zeer beperkt, maar zal deels vergelijkbaar zijn met effecten op land. Bijvoorbeeld een deel van de trekbewegingen zal waarschijnlijk op rotorhoogte van windturbines plaatsvinden, waardoor vleermuissterfte mogelijk is door een aanvaring met de rotorbladen of door barotrauma. Gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn echter niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgement, zijn recentelijk schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers gepubliceerd voor de zuidelijke Noordzee door Rijkswaterstaat (2015). Bij vleermuizen speelt habitatverlies of barrièrewerking geen rol (Cryan *et al.* 2014) en deze aspecten worden dan ook niet in detail behandeld. Omdat op zee locaties geen deel vormen van het leefgebied van vleermuizen, komt het aspect van habitatverlies ook niet naar voren.

3.5.1 Constructiefase

Habitatverlies door de constructie van offshore windparken is niet bekend bij vleermuizen. Vleermuisactiviteit lijkt boven land 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 aangetrokken worden door windturbines in plaats van verstoord (Cryan & Barclay 2009). 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 kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.

3.5.2 Operationele fase

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de operationele fase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines of door plotselinge luchtdrukveranderingen vlakbij turbines (Baerwald *et al.* 2008; Rydell *et al.* 2010a). Habitatverlies en barrièrewerking lijken geen rol te spelen (Cryan *et al.* 2014).

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 (boven land) dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst.

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 richting te voorspellen van wat de effecten van de voorgenomen turbine verlichting (knipperend rood toplicht) zal zijn op vleermuizen. Echter het is onwaarschijnlijk dat dit licht een grote aantrekkend effect zal hebben op insecten, en daarmee op vleermuizen.

De vleermuissoorten die behoren tot de geslachten *Pipistrellus*, *Nyctalus* en *Vespertilio* worden het vaakst gevonden als slachtoffers bij windparken. Deze vleermuizen jagen op vliegende insecten. Hun vleugelmorfologie en echolocatie karakteristieken maken hen specialisten voor open gebieden. Vleermuizen die in meer gesloten habitats of laag boven de grond of water foerageren (*Myotis* en *Plecotus* soorten) hebben een laag risico voor aanvaringen (Rydell *et al.* 2010a). Mortaliteit lijkt verder niet beïnvloed 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). Vleermuisactiviteit op rotorhoogte is

het hoogst tijdens rustige (windsnelheid <5 m/s), warme en droge nachten in augustus en september.

De twee vleermuissoorten die verwacht kunnen worden in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Vleermuisactiviteit is nog weinig gemeten op zee. Het beperkt aantal metingen met batdetectors laat een grote variatie in activiteitsniveau zien. Ahlen *et al.* (2009) meldden bijvoorbeeld een hoge vleermuisactiviteit op zee, maar hun onderzoekslocaties bevonden zich in nauwe zeegaten tussen twee landlichamen, en zijn dus niet representatief voor windparken op meer dan 10 km uit de kust. Ook de resultaten van OWEZ en PAWP laten grote verschillen zien. Deze hoge mate van variatie maakt 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, zijn recentelijk schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers gepubliceerd voor de zuidelijke Noordzee door Rijkswaterstaat (2015). Het is echter duidelijk dat de gemiddelde vleermuisactiviteit bij windparken op zee enkele meters boven het wateroppervlak laag is in vergelijking met de activiteit bij onshore windparken net boven de grond. Daarnaast ontbreekt de gewone dwergvleermuis op zee nagenoeg, een soort die in windparken op land veelvuldig als slachtoffer gevonden wordt.

3.5.3 Verwijderingsfase

Offshore windturbines vormen mogelijk een foerageerhabitat en een noodgewongen tijdelijke rustplaats voor vleermuizen maar geen reguliere verblijfplaats. Bovendien treedt, vergelijkbaar met de aanlegfase, naar verwachting 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.

3.6 Vissen

Het aanleggen van een windenergiepark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale visgemeenschap. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende categorieën:

- 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

- Effect van de aanwezigheid van harde structuren.
- Effect van verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in windparken.

3.6.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Tijdens de constructiefase zullen heiwerkzaamheden plaatsvinden die gepaard gaan met het produceren van krachtige onderwatergeluidspulsen. Deze 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).

In tegenstelling tot zoogdieren hebben vissen geen extern gehoororgaan. Geluid – in de vorm van drukverschillen onder water – kan door vissen op verschillende manieren worden waargenomen (Thomsen *et al.* 2006):

- Het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laagfrequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. In relatie tot het geluid waarom het in het windpark gaat, is deze vorm van 'horen' echter ondergeschikt aan die van het hierna genoemde (gevoeliger) binnenoor.
- Het binnenoor (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.

Bij vissen wordt onderscheid gemaakt in soorten die **geen zwemblaas** hebben en soorten die dat wel hebben. 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 deze soorten 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 in het water levende dieren niet over het gehele audiofrequentiebereik gelijk. Vissen horen het best bij relatief lage frequenties die liggen tussen ca. 50 en 1.000 Hz. Ter

vergelijking: voor de gewone zeehond ligt het hoorbereik 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. Als dieren geluid kunnen horen, betekent dat echter nog niet dat zij er hinder van ondervinden.

In de eerste maandelijkse studie van ichtyoplankton in de zuidelijke Noordzee, zijn het hele jaar door viseieren (35 soorten) en vislarven (74 soorten) gevonden, met pieken tussen januari-mei en april-juni (Van Damme *et al.* 2011). Deze gegevens over ruimtelijke en temporele verdeling van eieren en larven kunnen gebruikt worden in modelleringsstudies om mogelijke effecten van menselijke activiteit in de zuidelijke Noordzee, op verschillende vispopulaties, te beoordelen.

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 en daarmee op de beschikbaarheid van voedsel voor vogels en zeezoogdieren.

Effecten op vislarven

Recent experimenteel onderzoek naar effecten van geluidspulsen vergelijkbaar met die van heiwerkzaamheden op vislarven van enkele typische Noordzee vissoorten konden schadelijke effecten echter niet bevestigen. Laboratoriumproeven waarbij larven van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong (*Solea solea*) bloot werden gesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid toonden geen significante effecten aan ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle *et al.* 2012, 2016). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 206 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heillocatie.

Een recenter veldexperiment waarbij larven van zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) werden blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden ten behoeve van windturbines op zee, konden eveneens geen significante effecten op overleving van vislarven aantonen ten opzichte van een controlegroep (Debusschere *et al.* 2014). De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heillocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van $SEL_{CUM} = 222 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.

De onderzoeken van Bolle *et al.* (2012) en Debusschere *et al.* (2014) omvatten een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (tong) en een soort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars) en geven daarmee een beeld van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. Een vissoort met een gesloten zwemblaas De resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de visgemeenschap in het plangebied, met uitzondering van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Op grond van deze resultaten is de conclusie dan ook dat geen noemenswaardige sterfte van

vislarven als gevolg van de heiwerkzaamheden zal optreden. Popper *et al.* (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Effecten op juveniele en oudere vissen

Uit studies van Caspar *et al.* (2012) en Halvorsen *et al.* (2012a, b) is gebleken dat niet is uit te sluiten dat juveniele en oudere vissen schade kunnen ondervinden als zij aan heigeluid worden blootgesteld. Soorten met een zwemblaas blijken daarbij het gevoeligst. Zij bestudeerden een baars-achtige, een steursoort, een tilapia-achtige en een zalm en stelden fysieke schade aan de zwemblaas vast bij geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 204$ tot 210 dB re $1 \mu Pa^2 s$.

Halvorsen *et al.* (2012a) toonden in een experiment met sub-adulte vissen aan dat vooral soorten met een open of gesloten zwemblaas verwondingen overhouden na blootstelling aan met heigeluid vergelijkbaar impulsgeluid terwijl vissoorten zonder zwemblaas geen effect ondervonden. 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.

In Nederland is inmiddels ook een experimenteel onderzoek uitgevoerd waarbij het effect van heiwerkzaamheden op juveniele vis (voorbij het larvale stadium) is onderzocht (Bolle *et al.* 2014). Hierbij zijn effecten van geluidspulsen representatief voor heiwerkzaamheden op zee onderzocht bij juveniele zeebaars (*Dicentrarchus labrax*). Vissen in een laboratorium werden hierbij blootgesteld aan geluidspulsen waarna gezocht is naar verwondingen en mogelijk herstel daarvan in relatie tot verschillende geluidsniveaus. In het onderzoek zijn inderdaad verwondingen waargenomen bij vissen die blootgesteld werden aan heigeluid. De verwondingen bleken in het laboratorium niet tot mortaliteit te leiden op de korte termijn, na 13 dagen was al enig herstel van verwondingen te zien. In een ander experiment op 45 m van een heilocatie resulteerden geluidspulsen ($SEL_{CUM} = 222$ dB re $1 \mu Pa^2 s$) 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). Daarnaast zijn er in Nederland nog geen experimenten uitgevoerd met volwassen zeebaars of vissoorten met een gesloten zwemblaas, waarbij mogelijke effecten groter zouden kunnen zijn.

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 reactie drempel van zeebaars voor o.a. veranderingen in zwemrichting en -snelheid lag op een SEL_{SS} van 131 dB re $1 \mu Pa^2 s$ voor vis van 31 cm en 141 dB re $1 \mu Pa^2 s$ voor vis van 44 cm (Kastelein *et al.* 2017). Echter, in bovenstaande studies waren de effecten omkeerbaar en van kortdurende

aard, waardoor een negatief effect op de populatie van deze vissoort onwaarschijnlijk is.

De (tijdelijke) aanwezigheid van anthropogeen 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 orientatie (zie tabel 3.2). Dit kan tijdelijk leiden tot gedragsveranderingen en/of verminderde fitness (Popper en Hawkins 2019).

Er zijn ook aanwijzingen dat chronische blootstelling aan geluid bij kabeljauw (*Gadus morhua*) tot een substantiële reductie van het aantal levensvatbare embryo's kan leiden (Sierra-Flores *et al.* 2015). Dit is de conclusie van experimenten waarin kabeljauwen met een gemiddelde lengte van ca. 60 cm over een periode van ca. 2,5 maanden werden blootgesteld aan herhaalde, 10 s durende *sweeps* van 100 – 1000 Hz. De dieren werden per dag zesmaal gedurende een uur blootgesteld aan de *sweeps*. Dit type blootstelling is echter niet te vergelijken met blootstelling aan heigeluid dat een heel ander karakter heeft (ca. 3.500 heiklappen van 0,1 s) en korter duurt (max. 2 uur per fundering) en is dus niet representatief.

In Popper *et al.* (2014), Andersson *et al.* (2017) en Popper en Hawkins (2019) zijn de meest 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. Popper *et al.* (2014) en Popper en Hawkins (2019) maken onderscheid tussen soorten met een open of gesloten zwemblaas en soorten zonder zwemblaas, omdat de verschillen hierin bepalend zijn voor de mate waarin een effect optreedt. Deze drempelwaarden zijn in onderstaande tabel 3.2 opgenomen. Uit het overzicht in de tabel blijkt dat bij geluidsniveaus lager dan SEL_{CUM} van 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, eventuele door heigeluid toegebrachte schade zal herstellen. 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. In een worst case schatting, waarbij is uitgegaan van een uniforme waterdiepte van 27 m (de maximale waterdiepte in het plangebied) en een bandbreedte in de hei-energie van 1.000 – 3.000 kJ, gaat het om een afstand van ca. 2 – 4 kilometer. De werkelijke afstanden 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 en 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. 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.

Tabel 3.2 Drempeelwaarden voor het optreden van effecten bij vissen, na cumulatieve blootstelling aan impulsgekluid (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s SEL}_{\text{cum}}$). 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 en Hawkins 2019).

Visgroep	Sterfte en onherstelbare schade	Schade			
		Herstelbare 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 heigeluid. 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 het gebied mijden wanneer bodemberoerende activiteiten plaatsvinden, maar permanente effecten worden niet verwacht, omdat eventuele effecten (zoals bijvoorbeeld vertroebeling) tijdelijk en lokaal zijn. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen. Er zijn echter geen experimentele studies bekend waar de mogelijke effecten van vertroebeling op vissen ten gevolge van de aanleg van windturbines op zee gericht zijn onderzocht.

Studies die het effect van vertroebeling op vissen hebben onderzocht, geven aan dat vertroebeling kan leiden tot een licht verminderd foerageersucces van piscivore vissen (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 licht vertroebeling (De Robertis *et al.* 2003). Ook Meager *et al.* (2005) vond geen grote verschillen in foerageerstrategie en -succes van kabeljauw (*Gadus morhua*) op aasgarnalen onder verhoogde turbiditeit. Veel vissoorten jagen immers ook op trilling en zijn gewent aan de hoge turbiditeit in het gebied.

Effecten op vissoorten met een sterk bodemgebonden leefwijze

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 beïnvloedt, bijv. het plaatsen van een monopile van een windturbine of het aanbrengen van bestortingen, kan de schuilplaats inclusief levende exemplaren vernietigen. Het bodemoppervlak dat op deze wijze rechtsreeks beïnvloedt wordt is relatief beperkt ten opzichte van het totale beschikbare bodemoppervlak in het plangebied. Op populatieniveau zijn de gevolgen daarom waarschijnlijk beperkt, levende exemplaren van de betreffende soorten kunnen echter wel rechtsreeks beïnvloed worden.

3.6.2 Operationele fase

Effecten van geluid

Uit onderwatergeluidsmetingen van het in bedrijf zijnde Prinses Amalia Windpark (Jansen & de Jong 2014), 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. De toename van het onderwatergeluid wordt daarbij vooral bepaald door de golfbewegingen van het water en de aanwezigheid van scheepvaart. Over het algemeen is de toename van het onderwatergeluid door in bedrijf zijnde windturbines laag. Het geluidsniveau op grotere afstand van het park (3.800 m) blijkt zelfs niet boven de achtergrondruis uit te komen en is te laag om in bestaande geluidsmodellen te gebruiken. De effecten van deze geluiden hebben zeker geen significant effect op vissen.

Dit wordt ook gedeeltelijk bevestigd door vismonitoring in het OWEZ en PAWP. De resultaten van demersale en pelagische visbemonsteringen uitgevoerd enkele jaren voor de aanleg van OWEZ (2003/2004), 1 jaar na de aanleg (2007) en vijf jaar na de aanleg (2011) vertoonden geen significante effecten op de aanwezigheid van vissen binnen het park en in omliggende referentiegebieden (Winter *et al.* 2010, Hal *et al.* 2012). Hierbij kwamen rondom de windturbines vooral in de zomer grote hoeveelheden vis voor, voornamelijk horsmakreel. Daarnaast werden er op de stenen van de scour protection 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. De windturbines lijken juist een aantrekkend effect te hebben. Van tong, schar, schol en wijting werden bij de windturbines minder hoge aantallen aangetroffen dan elders in het gebied. In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentie gebieden (Van Hal, 2014).

Effecten op populatie niveau gedurende de operationele fase van de relatief kleine windturbines zijn niet erg waarschijnlijk. Verstoring ten gevolge van geluidseffecten van de windturbines is echter niet uit te sluiten wanneer andere (grotere) windturbines zouden worden gebruikt. Geluid en trillingen van turbine generatoren lijken geen grote invloed te hebben op vis en andere mobiele organismen die aangetrokken zijn tot de harde bodemondergronden (Leonhard & Pedersen, 2006).

In het kavelbesluit van windenergiegebied Hollandse Kust (west) worden 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.

Effect van straling

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. 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 elektro magnetische velden in de Noordzee heeft uitgewezen dat:

- Kabels van windmolens zorgen 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 Noordzee soorten.
- 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 windmolens, op Noordzee fauna zijn vooralsnog onduidelijk. Studies naar de effecten van EMF's en iEF's werken namelijk vaak met afwijkende veldsterktes dan te verwachten zijn bij windmolenkabels.
- Het EMF van een windmolen 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.

Hoewel het duidelijk is dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, lijkt er op basis van de wetenschappelijke literatuur tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs te zijn om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen van EMF's te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Leonard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Fey *et al.* 2019). Als vissen of invertebraten een verandering van het magnetisch veld vermijden of zich juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/ verzamelplaats kunnen vormen. Er is bijvoorbeeld vooralsnog geen bewijs gevonden dat electromagnetische straling afkomstig van bekabeling een hindernis vormt voor migrerende aal (*Anguilla anguilla*) (Ohman *et al.* 2007, Westerberg *et al.* 2007, Westerberg en Lagenfelt 2008). Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waardes van EMF te valideren. Wel kan vastgesteld worden dat, (1) door het relatief beperkte areaal van een windpark ten opzichten van het totale NCP en (2) het feit dat de straling enkel in

de directe nabijheid van de kabel waarneembaar is, het effectgebied beperkt is. Binnen het Wozep onderzoeksprogramma wordt binnenkort gestart met een studie naar de effecten van EMF (pers. med. M. de Jong), die naar verwachting antwoorden gaat bieden op openstaande vragen.

De effecten van de exportkabel naar het elektriciteitsnet op land worden in een separaat MER beoordeeld, behorende bij het besluit Net op Zee voor de Hollandse Kust (west).

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 in 2013 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, alhoewel een significant verschil in totale aantallen nog niet is aangetoond in Nederlandse windparken ten opzichte van referentiegebieden (Hal *et al.* 2012; Van Hal 2013, 2014).

Deze aantrekkende werking van de monopiles van windturbines is in ieder geval aangetoond bij de monitoring van het OWEZ. Op basis van sonar observaties 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 het is niet uit te sluiten dat ook haringachtigen rondom de monopiles aanwezig waren (Couperus *et al.* 2010; Hal *et al.* 2012). Staand want vangsten in de buurt van het harde substraat bestonden voornamelijk uit kabeljauw, steenbolk, Noordzeekrab en de fluwelen zwemkrab, terwijl platvissen en wijting juist 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).

Daarnaast wordt ook kabeljauw aangetrokken door de harde structuren (Lindeboom *et al.* 2011). Dichtheden van kabeljauw waren aanzienlijk hoger in netten in de directe omgeving van monopiles in het OWEZ dan in de rest van het park (van Hal *et al.* 2012). Naast genoemde soorten worden ook grote aantallen steenbolk aangetroffen rondom de monopiles in zowel OWEZ (Bouma & Lengkeek 2009) als een Belgisch windpark (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 zich voeden en ook groeien (Reubens *et al.* 2014). Mogelijk maken de vissen gebruik van de harde structuren als schuilplaats en benutten ze de nieuwe bodemdiergemeenschappen als voedselbron.

Hoewel de monopiles een duidelijk aantrekkende werking hebben voor vissen zijn er in het OWEZ ook soorten 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). Het is 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.

Effect van verbod op bodemberoerende visserij

Na realisatie van het windpark in het plangebied mogen er geen bodemberoerende visserijactiviteiten meer worden uitgevoerd. Dit biedt in potentie bescherming voor soorten met een bodemgebonden levenswijze zoals platvissen, zeedonderpaden, harnasmannetjes, pitvissen en grondels.

Het effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van visbestanden is onderzocht voor 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 is de periode 2006 – 2011 dus 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 op de korte termijn, maar er was geen effect detecteerbaar op de lange termijn (van Deurs *et al.* 2012). Ook uit een Wozep onderzoek bleek dat er op de toppen van zandruggen rondom PAWP grote aantallen zandspiering aanwezig was, maar het was onduidelijk of dit een causaal verband betrof (Leewis & Klink 2017).

Ook in de Belgische Noordzee werd resp. 6 en 7 jaar na constructie van de windmolenparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond van het visserijverbod op de demersale en bentho-pelagische visgemeenschap (De Backer and 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 referentie gebieden (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, zijn 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 positief of een negatief 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 park wel een positief effect te hebben. In de vismonitoring van het OWEZ 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 park echter niet worden aangetoond (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012).

Het uitsluiten van bodemberoerende visserij zal waarschijnlijk vooral bodemlevende vissen beïnvloeden. Omdat de vismonitoring van PAWP en OWEZ echter weinig effecten aantoont 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.

3.6.3 Verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase zullen geen heiwerkzaamheden meer plaatsvinden. effecten van geluidspulsen zoals tijdens de constructiefase zijn niet aan de orde. Naar alle waarschijnlijkheid zullen de windturbines een aantrekkende werking hebben op bepaalde vissoorten. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze visfaciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee zal zeer waarschijnlijk de tijdens de operationele fase toegenomen lokale abundantie van vissoorten (Wright *et al.* 2018) teniet worden gedaan. Uitgaande van een aantrekkende werking van windturbines, zijn op regionale schaal zeer waarschijnlijk geen negatieve effecten te verwachten van de verwijdering van de windturbines.

3.7 Benthos

Het aanleggen van een windenergiepark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale benthosgemeenschap. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende categorieën:

- 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.
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren.
- Effect van verbod op bodemberoerende visserijactiviteiten in windparken.

3.7.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Tijdens de constructiefase zullen heiwerkzaamheden plaatsvinden die gepaard gaan met het produceren van krachtige onderwatergeluidspulsen en mogelijke vibraties van de zeebodem. Deze geluidspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor het benthos. 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 de effecten lastig te bepalen zijn.

Mosselen (*Mytilus edulis*) vertoonden verhoogde filtratie snelheden tijdens heiwerkzaamheden, mogelijk om te compenseren voor de veroorzaakte stress (Spiga *et al.* 2016). Roberts *et al.* (2015, 2016) toonden veranderingen aan in het gedrag van de gewone heremietkreeft *Pagurus bernadus* en de gewone mossel *Mytilus edulis* in reactie op vibraties van het substraat. Het onderzoek naar de effecten van zeebodenvibraties ten gevolge van heiwerkzaamheden staat 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 naar gemeenschaps- en populatieniveau.

Voor de bepaling van effecten van onderwatergeluid kan worden gekeken naar de staat van de bodemdieren voor en na de aanleg van een windpark. Uit de benthos monitoring van het OWEZ windpark en PAWP zijn geen grote veranderingen aangetroffen in de benthos gemeenschap voor en na de aanleg van het windpark die op grote schade duiden en ten gevolge van de constructie van het park (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013). Daarnaast zijn er geen significante verschillen aangetoond tussen de benthos gemeenschap binnen en buiten het park (Leewis & Klink 2017). Het is daarmee niet aannemelijk dat de onderwatergeluidspulsen ten gevolge van heiwerkzaamheden in het plangebied een negatief effect zal hebben de aanwezige benthosgemeenschap.

Effecten van bodemberoering

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase van het windpark zullen tijdelijk de benthosgemeenschap kunnen verstoren, bijvoorbeeld ten gevolge van vertroebeling. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen. Foeragerende schelpdieren kunnen hinder ondervinden van hoge concentraties sediment in het water. De schelpdieren die algemeen voorkomen in het plangebied zijn echter relatief goed bestand tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentratie in het water, zoals Amerikaanse zwaardschede *Ensis* (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.

Resultaten van een vergelijking van macrofaunaeigenschappen in OWEZ en het PAWP met referentiegebieden leiden tot de conclusie dat er geen korte termijn effecten zijn van de aanwezigheid van het windmolenpark op de lokale benthische fauna samenstelling 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 vergeleken met de installatie van monopile funderingen (bv baggerwerkzaamheden), herstelt de lokale benthische fauna samenstelling binnen een jaar (Coates *et al.* 2015).

3.7.2 Operationele fase

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 benthos monitoring van OWEZ windpark en PAWP geen grote veranderingen zijn waargenomen in de benthos gemeenschap voor en na de aanleg van het windpark (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013), wordt er vanuit gegaan dat de effecten van geluid en/of trillingen van een operationeel windpark op benthos gemeenschappen verwaarloosbaar zijn. De geluidsniveau van de continue trillingen en geluid geproduceerd door HVAC (high voltage alternate current) inter-array kabels (Zabar *et al.* 1992, OSPAR commission 2008b) tijdens de operationele fase zijn ook relatief laag (100 dB re 1uPa at 1 m voor een 136 kV electriciteitskabel, JASCO research 2006). Desondanks zijn de lange termijn effecten van deze matige maar continue verstoring nog onbekend.

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 hebben doorgaans een soortenrijke hard substraat benthos gemeenschap. Tijdens een biodiversiteitsonderzoek naar tien scheepswrakken in de Noordzee werden 165 soorten op de wrakken aangetroffen (Lengkeek *et al.* 2013). Op de monopiles van het windpark en de harde structuren van de scour protection zal zich na verloop van tijd ook een rijke soortengemeenschap ontwikkelen.

Een dergelijke ontwikkeling is ook waargenomen op de monopiles van het OWEZ windpark (Bouma & Lengkeek, 2009; 2012) en het PAWP (Vanagt & Faasse 2014). 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.

In 2011 en 2013 zijn vier turbinepalen van het Prinses Amalia windmolenpark onderzocht op de aanwezigheid van fauna van harde substraten (Vanagt & Faasse 2014). In totaal werden 87 soorten geïdentificeerd, met als belangrijkste soortgroepen schaaldieren, borstelwormen, neteldieren en mosdierdierjes. De meest abundantie soort was de vlokreeft *Jassa herdmani* en grote hoeveelheden mosselen maken deze soort dominant 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 windmolenparken in de regio.

De opmerkelijke vondst van platte oester (*Ostrea edulis*) bij zowel windpark OWEZ als PAWP (Bouma & Lengkeek 2012; Vanagt & Faasse 2014) illustreert hoe windmolenparken een rol zouden kunnen spelen bij zowel habitat bieden aan bijzondere soorten als de heropbouw van biogene riffen.

De bodemdiergemeenschappen die zich op harde structuren (monopiles, scour protection) vestigen bestaan uit andere soorten dan de bodemdiergemeenschappen van de omringende zachte zandbodems, waardoor de biodiversiteit van bodemdieren in het plangebied toe zal nemen (o.a. Coates *et al.* 2014, Coolen *et al.* 2015). De structuren fungeren als een kunstmatige rif en voegt naast een grote toename aan biodiversiteit, vooral biomassa toe aan het voorheen uitsluitend zacht substraat. Voornamelijk substraat-gelimiteerde mobiele demersale soorten hebben hier baat bij. Krone *et al.* (2017) toonde aan in de Duitse Bocht van de Noordzee dat monopiles met *scour protection* (i.e. structuur ter bescherming tegen erosie) tweemaal zoveel Noordzee krabben (*Cancer pagarus*) herbergen dan monopiles zonder deze bescherming. De monopiles kunnen fungeren als “*stepping stones*” voor de verspreiding van hard substraat soorten in de Noordzee (Coolen *et al.* 2017).

Naast inheems soorten herbergen monopiles mogelijk ook (ongewenste) exoten. Verder van de kust vandaan 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). De monopiles zullen daarom de vestiging van exoten niet anders faciliteren dan andere harde structuren, zoals boeien en scheepswrakken, die talrijk aanwezig zijn in de Noordzee. Echter, een studie in het Belgische deel van de Noordzee toonde aan dat het overgrote deel van aangetroffen exoten uit het intergetijdegebied komen (Kerckhof *et al.* 2016 in Degraer *et al.* 2016). Aangezien offshore intergetijde gebieden vrij zeldzaam zijn, vergroten de monopiles van Hollandse Kust (west) het risico op het verspreiden van deze exoten minimaal.

Er zijn ook studies die effecten van de introductie van hard substraat op de pelagische primaire productie beschrijven, hetzij via een lokale toename van filtratie capaciteit door kolonisatie met filterfeeders (Slavik *et al.* 2018), dan wel via een toename in verticale menging van de water kolom (Carpenter *et al.* 2016, Floeter *et al.* 2017). Effecten op het pelagisch ecosysteem kunnen zowel positief als negatief zijn. Een toename van filtratie activiteit zal ook leiden tot meer detritus en hogere organische stof concentraties op de zeebodem (Coates *et al.* 2014). Ook kan biologische materiaal dat door scouring of golfslag van de monopile losraakt lokaal leiden tot een toename in organische stof concentraties (Vanaverbeke 2018 in Boon *et al.* 2018). Lefailbe *et al.* 2018 toonde aan in de Belgische Noordzee dat verrijking met organische stof o.a. verschilt per windmolentype (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. Dit heeft een mogelijk indirect effect op de biodiversiteit en dichtheden van bodemvissen. De genoemde studies zijn niet een op een toepasbaar op het plangebied Hollandse Kust (west).

De aanwezigheid van kunstmatige structuren geeft geen aanwijzingen die duiden op grootschalige veranderingen van de zeebodem ten gevolge van de aanwezigheid van het PAWP (ACRB 2013). Lokaal zijn er, zoals verwacht, wel kleine sedimentatie accumulaties en erosiekuilen aangetroffen.

Effecten van straling

De parkbekabeling veroorzaakt (elektrische en magnetische) velden. Kabels van windmolens elektromagnetische velden (EMF) creëren 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 Noordzee soorten. Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, lijkt er op basis van de wetenschappelijke literatuur tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs te zijn om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen van EMF's van windparken te suggereren (Emma, 2016; Snoek *et al.* 2016; Bochert & Zettler, 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Taormina *et al.* 2018). Een experimentele studie toonde aan dat de aanwezigheid van een statisch EMF (vergelijkbaar met veldwaarden, 2.8mT en 40mT) naast een aantrekkende werking ook stress gerelateerde fysiologische effecten had op de Noordzeekrab *Cancer pagarus* (Scott *et al.* 2018). Lange termijn effecten op de voortplanting van de Noordzeekrab onder chronische blootstelling aan EMF moeten nog onderzocht worden. Daarnaast dienen additionele (veld)studies meer uitsluitsel te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waarden van EMF te valideren.

De effecten van de exportkabel naar het elektriciteitsnet op land worden in een separaat MER beoordeeld, behorende bij het besluit Net op Zee voor de Hollandse Kust (west).

Effect van verbod op bodemberoerende visserij

Na realisatie van een windpark in het plangebied 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. 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 tweekleppigen, ingravende zee-egels, epifauna, langlevende soorten in de bodem en biogene structuren zoals schelpdierbanken (Jongbloed *et al.* 2013), kreeften (Roach *et al.* 2018) evenals een toename in biomassa en biodiversiteit (van Denderen *et al.* 2014; Reiss *et al.* 2009, Eigaard *et al.* 2016, Roach *et al.* 2018). Minder bodemberoering kan bovendien leiden tot een stijging in organisch materiaal in de bodem. Hierdoor kan er bijvoorbeeld meer witte dunschaal gaan groeien (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 natuurlijk 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 benthos bemonsteringen in OWEZ en zes referentiegebieden, uitgevoerd vijf jaar na realisatie van het park (in 2011) konden een duidelijk effect van het uitsluiten van bodemberoerende visserij (nog) niet aantonen (Bergman *et al.* 2012, 2015). Ook in de Belgische Noordzee werd resp. 6 en 7 jaar na constructie van de windmolenparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond (De Backer & Hostens 2018 in 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 6 jaar (Lock *et al.* 2014) en 10 jaar (Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018) na de 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.

3.7.3 Verwijderingsfase

Naar alle waarschijnlijkheid zullen de windturbines een faciliterende werking hebben op met name hard substraat geassocieerde benthos soorten. Daarnaast heeft het verbod op bodemberoerende visserij mogelijk een positief effect op lang levende benthos soorten in overig delen van het windpark.

Bij het verwijderen van de windturbines zullen de deze faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee zeer waarschijnlijk een negatief effect hebben op de totale benthos populatie zoals die zich ontwikkelt heeft in het windpark tijdens de operationele fase.

4 Effectbepaling en -beoordeling

In dit hoofdstuk worden de effecten op vogels, vleermuizen, vissen en benthos van een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) bepaald op basis van de meest recente, beschikbare kennis uit onderzoek naar effecten van Nederlandse en buitenlandse windparken op zee (§ 3) en de meest recente informatie omtrent de verspreiding en dichtheden van vogels, vleermuizen, vissen en benthos in en nabij het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (§ 2). Vervolgens worden deze effecten beoordeeld in het kader van de Nederlandse en internationale natuurwetgeving (§1.3). De beoordeling voor vogels vindt per kavel plaats op basis van twee door te rekenen alternatieven (zie §1.2). Elke paragraaf begint met een samenvattende tabel van de effectbeoordeling. Daarna volgt de toelichting in de tekst. De **voorkeursverkaveling** wordt voor iedere soortgroep behandeld in §4.1-§4.8. In §4.9 zal, voor zover redelijkerwijs relevant, per soortgroep ook het **verkavelingsalternatief** worden onderzocht en worden de effecten tussen de voorkeursverkaveling en het verkavelingsalternatief vergeleken. Dit gebeurt veelal kwalitatief en waar zinvol kwantitatief. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een samenvattende effectbeoordeling (§4.10).

4.1 Effecten op vogels tijdens aanleg en verwijdering

Tabel 4.1 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de aanleg en verwijdering van de twee windparkalternatieven in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Deze beoordeling geldt voor zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west).

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	76 * 10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
Aanlegfase		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
Verwijderingsfase		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-

Afhankelijk van het gekozen alternatief zal 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 76 turbines meer geheid moet worden dan voor de alternatieven met 47 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. 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 door de bijbehorende boten e.d. optreedt.

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 temporele planning 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/-). 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 omvang van de negatieve effecten niet dermate groot is dat dit gevolgen heeft voor de kans op het overtreden van verbodsbepalingen of dat dit mogelijk effecten heeft op beschermde gebieden.

Bij de aanleg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zullen schepen van en naar het windpark varen. De frequentie van de vaarbewegingen is momenteel nog onduidelijk en afhankelijk van het uiteindelijk gekozen alternatief, maar in eerdere MER's 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. De duur van de werkzaamheden is momenteel nog onbekend en daarnaast ook weersafhankelijk. Windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt in een druk bevaren 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 zijn marginaal negatief (effectbeoordeling: 0/-).

Er is wereldwijd nog geen enkel windpark op zee afgebroken. Verwacht wordt dat de activiteit ter plaatse, het geluid en de scheepsbewegingen verbonden aan sloopactiviteiten, zeevogels zal verstoren. De effecten van verwijdering van het windpark worden beperkt negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-) vanwege het tijdelijke karakter van de verstoring. Relatief hoge dichtheden van gevoelige soorten zeevogels voor geluid en verstoring door schepen worden alleen verwacht in de winter en het vroege voorjaar, daarna zullen de meeste van deze vogels naar de broedgebieden zijn vertrokken en voor oktober komen de meeste vogels ook niet terug. Windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt in een druk bevaren 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/-).

4.2 Effecten tijdens gebruiksfase – vogelslachtoffers door aanvaringen

In dit rapport is het Extended Band Model (Band 2012) gebruikt om aantallen aanvarings-slachtoffers te berekenen. In Bijlage II wordt de theorie achter dit model nader toegelicht en worden de verschillende rekenstappen verder behandeld. 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 turbine karakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Over het algemeen zijn de dichtheden zeevogels volgens de scheepstellingen lager dan die volgens de vliegtuigtellingen van Poot *et al.* (2011a). Dit kan te maken hebben met de timing van deze surveys die beperkt waren tot een jaar en slechts negen maanden data omvatten. Recentelijk zijn scheepstellingen in het kader van monitoring van windpark Luchterduinen ook rondom OWEZ en PAWP uitgevoerd (Skov *et al.* 2015a, b, 2016, 2017). Gezien de hoge variabiliteit van zeevogeldichtheden en verspreiding tussen jaren is in dit MER gekozen om de gegevens van de internationale en landelijke monitoringsgegevens van de ESAS en/of MWTL tellingen (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019) te gebruiken. Deze data beslaan kleine delen van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) en bestaan vooral uit geïnterpoleerde gegevens. Het zijn de meest volledige reeks gegevens die over een lange periode zijn verzameld. Op basis van de interpolaties zijn voor de verschillende kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (west) verschillende vogeldichtheden berekend.

Jaarlijkse aantallen aanvarings-slachtoffers voor de twee alternatieven voor Kavel VI en Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn gepresenteerd in tabel 4.2a en 4.2b. Soorten die niet of in lage dichtheden in Hollandse Kust (west) voorkomen, zijn niet gepresenteerd. Voor ganzen/zwanen, eenden, roofvogels, uilen en zangvogels is een andere data bron aangehouden (OWEZ fluxen; Krijgsveld *et al.* 2011) en daar zijn direct fluxen bepaald in plaats van dichtheden. De standaard avoidance-rate (gecombineerde waarde voor micro- en macro-uitwijking) is gebaseerd op de soortspecifieke avoidance-rates gerapporteerd door Maclean *et al.* (2009). Dit is conform de methodiek gekozen in het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) en het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019).

Verder zijn in tabel 4.3a en 4.3b en tabel 4.4a en 4.4b de jaarlijkse aantallen verwachte aanvarings-slachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven voor Kavel VI en Kavel VII. Deze gegevens worden verder gebruikt in §4.3 – 4.5. Bij de aanvaringsberekeningen is uitgegaan van driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk is om te kiezen voor twebladige turbines. Een vermindering in het aantal turbinebladen zorgt over het algemeen voor een vermindering van de aantallen slachtoffers (zie Bijlage V).

Tabel 4.2a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel VI (a) en Kavel VII (b) van windenergiegebied Hollandse Kust (west) bepaald met het Extended Band Model (Band 2012) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, 2019, tabel 2.7) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. 2015a). Alleen soorten met ≥ 1 slachtoffer zijn genoemd.

Soort	Alternatief 1	Alternatief 2
	76 * 10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
jan-van-gent	4	1
stormmeeuw	2	1
kleine mantelmeeuw	33	16
zilvermeeuw	15	9
grote mantelmeeuw	10	4
dwergmeeuw	1	0
drieteenmeeuw	3	1
<i>visdief/noordse stern</i>	0	0
ganzen en zwanen	37	25
eenden	5	4
reigers	7	5
roofvogels en uilen	2	1
steltlopers	5	4
zangvogels	1.388	1.381
Totaal	1.512	1.452

Tabel 4.2b zie boven

Soort	Alternatief 1	Alternatief 2
	76 * 10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
jan-van-gent	3	1
stormmeeuw	2	1
kleine mantelmeeuw	26	13
zilvermeeuw	15	9
grote mantelmeeuw	10	4
dwergmeeuw	1	0
drieteenmeeuw	5	2
<i>visdief/noordse stern</i>	1	0
ganzen en zwanen	37	25
eenden	5	4
reigers	7	5
roofvogels en uilen	2	1
steltlopers	5	4
zangvogels	1.388	1.381
Totaal	1.508	1.450

Tabel 4.3a *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 1 (76 * 10 MW ø 164 m) in Kavel VI (a) en Kavel VII (b) van Hollandse Kust (west) (zie specificaties bij tabel 4.2).*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	0,8	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,8	4
stormmeeuw	0,6	0,1	0,2	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0,6	2
kleine mantelmeeuw	0	3,5	4,2	5,3	5,8	2,8	2,9	2,0	1,8	2,3	2,1	0	33
zilvermeeuw	1,1	0,8	1,1	1,7	2,0	1,4	1,4	0,9	0,7	1,4	1,1	1,0	15
grote mantelmeeuw	1,1	0,6	0,7	0,5	0,6	0,2	0,2	1,1	1,0	1,5	1,4	1,0	10
dwergmeeuw	0	0	0	0,4	0,4	0	0	0	0	0,1	0,1	0	1
drieteenmeeuw	0,4	0,3	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	0	0	0,6	0,5	0,4	3
<i>visdief/noordse stern</i>	0	0	0	0,2	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 4.3b *zie boven*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	0,4	0,1	0,2	0,3	0,3	0,1	0,1	0,3	0,3	0,3	0,2	0,4	3
stormmeeuw	0,7	0,2	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	2
kleine mantelmeeuw	0	2,5	3,0	3,3	3,6	2,9	3,0	2,2	2,0	2,1	1,9	0	26
zilvermeeuw	1,3	1,2	1,6	2,3	2,7	0,5	0,5	0,8	0,6	1,2	1,0	1,2	15
grote mantelmeeuw	1,1	1,0	1,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,6	0,6	1,7	1,6	1,1	10
dwergmeeuw	0	0	0	0,4	0,4	0	0	0	0	0	0	0	1
drieteenmeeuw	0,5	0,5	0,6	0,7	0,8	0	0	0,1	0,1	0,5	0,5	0,5	5
<i>visdief/noordse stern</i>	0	0	0	0,4	0,4	0	0	0,1	0	0	0	0	1

Tabel 4.4a *Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor Alternatief 2 (47 * 16MW ø 279 m) in Kavel VI (a) en Kavel VII (b) van Hollandse Kust (west) (zie specificaties bij tabel 4.2).*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	1
stormmeeuw	0,2	0,1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	1
kleine mantelmeeuw	0	1,7	2,1	2,7	2,9	1,4	1,4	1,0	0,9	1,1	1,0	0	16
zilvermeeuw	0,6	0,5	0,7	1,0	1,2	0,8	0,9	0,5	0,4	0,8	0,7	0,6	9
grote mantelmeeuw	0,4	0,2	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,4	0,4	0,6	0,6	0,4	4
dwergmeeuw	0	0	0	0,2	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
drieteenmeeuw	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0	0,2	0,2	0,2	1
<i>visdief/noordse stern</i>	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabel 4.4b *zie boven*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	1
stormmeeuw	0,3	0,1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	1
kleine mantelmeeuw	0	1,3	1,5	1,7	1,8	1,4	1,5	1,1	1,0	1,1	1,0	0	13
zilvermeeuw	0,8	0,7	0,9	1,4	1,6	0,3	0,3	0,5	0,4	0,7	0,6	0,7	9
grote mantelmeeuw	0,4	0,4	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,7	0,6	0,4	4
dwergmeeuw	0	0	0	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
drieteenmeeuw	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0	0	0	0	0,2	0,2	0,2	2
<i>visdief/noordse stern</i>	0	0	0	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0

4.3 Beoordeling gebruiksfase – lokaal verblijvende niet-broedvogels

Tabel 4.5 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in windenergiegebied Hollandse Kust (west) op lokaal verblijvende niet-broedvogels. Deze beoordeling geldt voor zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west).

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	76 * 10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-

4.3.1 Aanvaringen

Op basis van de MWTL en ESAS-tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied Hollandse Kust (west) (tabel 2.5a en b). Deze zijn gebruikt om de aantallen aanvaringsslachtoffers te berekenen met het Band-model (Band 2012). Het verwachte aantal aanvaringsslachtoffers is gepresenteerd in tabel 4.2a en 4.2b.

Kavel VI

De resultaten van het rekenmodel laten zien dat in Kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) bij Alternatief 1 in totaal 67 zeevogels en bij Alternatief 2 in totaal 33 zeevogels slachtoffer door aanvaringen kunnen worden (tabel 4.2a). Bij alternatief 1 kunnen onder grote mantelmeeuwen en zilverbreeuwen respectievelijk maximaal 10 en 15 slachtoffers per jaar vallen, terwijl onder kleine mantelmeeuwen jaarlijks maximaal 33 slachtoffers te verwachten zijn (tabel 4.2a). Bij Alternatief 2 vallen respectievelijk 4, 9 en 16 aanvaringsslachtoffers per jaar onder grote mantelmeeuwen, zilverbreeuwen en kleine mantelmeeuwen. De geactualiseerde dichtheden die gebruikt zijn voor kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, zilverbreeuw, jan-van-gent, drieteenmeeuw en grote jager conform KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) vallen beduidend lager uit dan de dichtheden gebruikt in de oorspronkelijk KEC studie (Rijkswaterstaat 2015). Deels wordt dit mogelijk veroorzaakt door het gebruik van verschillende tijdsperiodes, maar zeker is dat in deze actualisatie een belangrijk verschil in dichtheidsbepaling (de manier van IDW interpolatieberekeningen) heeft geleid tot beduidend lagere dichtheden, die beter overeenkomen met de werkelijkheid (zie ook bijlage 3 in Van der Wal *et al.* 2018). Als gevolg hiervan zijn, net als in het KEC 3.0, de schattingen aanvaringsslachtoffers voor deze soorten over het algemeen lager in Hollandse Kust (west) dan in eerdere windparkbeoordelingen werd aangenomen (Fijn *et al.* 2015b, 2015c, Gyimesi *et al.* 2016, 2017).

Recent onderzoek heeft aangetoond dat GPS-gezenderde kleine mantelmeeuwen van de kolonies van Texel minder vaak en korter in bestaande Nederlandse, Belgische en Engelse windparken voorkomen dan in omliggende gebieden (Gyimesi *et al.* 2018a), waardoor de uitwijkingswaardes mogelijk hoger uitvallen dan in de voorliggende berekeningen gehanteerd. De berekende uitwijkingsgetallen door Gyimesi *et al.*

(2018a) betroffen echter uitsluitend macro-uitwijking en konden geen uitsluitel bieden voor micro-uitwijking. Daarom zijn deze waardes niet betrokken in de voorliggende berekeningen, maar suggereren wel dat de hier gepresenteerde aantallen aanvaringslachtoffers een overschatting zijn.

Bij de jan-van-gent, stormmeeuw en drieteenmeeuw zullen minder dan 10 slachtoffers per jaar vallen bij beide alternatieven. Daarnaast zal onder dwergmeeuwen bij Alternatief 1 maximaal 1 slachtoffer per jaar vallen. Bij andere soorten zullen geen jaarlijkse slachtoffers vallen, waardoor deze soorten niet zijn weergegeven in tabel 4.2a.

Kavel VII

In Kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) kunnen onder zeevogels jaarlijks in totaal 63 slachtoffers vallen bij Alternatief 1 en 31 slachtoffers bij Alternatief 2 (tabel 4.2b). Bij beide alternatieven zal het hoogste aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen vallen: 26 slachtoffers/jaar bij Alternatief 1 en 13 slachtoffers/jaar bij Alternatief 2. Onder grote mantelmeeuwen en zilverbmeeuwen vallen bij Alternatief 1 respectievelijk 10 en 15 slachtoffers en bij Alternatief 2 respectievelijk 4 en 9 slachtoffers. Bij de jan-van-gent, stormmeeuw en drieteenmeeuw zullen minder dan 10 slachtoffers per jaar vallen bij beide alternatieven. Daarnaast zal onder dwergmeeuwen en de soortgroep visdief/noordse stern bij Alternatief 1 maximaal 1 slachtoffer per jaar vallen. Bij andere soorten zijn geen jaarlijkse slachtoffers te verwachten, waardoor deze soorten niet zijn weergegeven in tabel 4.2b.

In zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west) wordt het effect van beide alternatieven als negatief beoordeeld (-), hoewel de effecten van Alternatief 2 (met de minste turbines) wel substantieel kleiner zijn dan van Alternatief 1. Conform de beoordelingscriteria in het Kader Ecologie en Cumulatie (Bijlage in het KEC; Rijkswaterstaat 2015) over significantie met betrekking tot Natura 2000 doelstellingen, in combinatie met de grote afstand die er is tussen windenergiegebied Hollandse Kust (west) en de meest nabij gelegen Natura 2000-gebieden, zijn significant negatieve effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden als gevolg van aanvaringen op lokale, niet-broedende zeevogels uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier explicieter, per gebied en met de bijhorende instandhoudingsdoelstellingen verder op ingegaan.

Wel kan het doden van vogels als gevolg van de exploitatie van een windpark (aanvaringen) 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' van het MER wordt verder op ingegaan. Hier is vervolgens ook onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

4.3.2 Barrièrewerking

Lokale niet-broedende zeevogels zullen geen barrièrewerking ondervinden, omdat er voor deze soorten in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) geen sprake is van

gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegroute kan vormen. De effecten worden in beide kavels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 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.

4.3.3 Habitatverlies

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 Hollandse Kust (west) (zie § 2). Andere soorten, zoals jan-van-genten, alken en zeekoeten komen vooral in het winterhalfjaar voor in het gebied.

In het windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 en sterns kan ook liggen aan 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 de bodemberoerende visserij mag niet meer binnen het windpark komen. Mogelijk kan een concentratie van kotters langs de randen van het windpark optreden, waar vissers graag vissen, met als gevolg een verhoogde concentratie aan meeuwen. Een recent afgeronde studie toonde aan dat gezenderde meeuwen Nederlandse, Belgische en Engelse windparken in mindere mate bezochten dan gebieden buiten de windparken. Dit kan mogelijk komen doordat meeuwen vissersschepen volgen die niet in windparken komen.

Binnen het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015, 2019) is afgesproken 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). Op basis van de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen kan hiermee de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (tabel 4.6a en 4.6b).

Tabel 4.6a Maximaal aantal slachtoffers dat verwacht wordt als gevolg van habitatverlies in Kavel VI (a) en Kavel VII (b) van windenergiegebied Hollandse Kust (west) (op basis van Bradbury et al. 2014) op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Gyimesi et al. 2018b; tabel 2.5a en b) en een windpark oppervlak van 90 km² in Kavel VI (a) en 87 km² in Kavel VII (b). Soorten met een dichtheid <0,01 in beide kavels zijn niet opgenomen in de tabel.

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	Berekende sterfte door
		habitatverlies Kavel VI
duikers	0,01	0
noordse stormvogel	0,29	3
stormvogeltje	0,02	0
jan van gent	0,31	3
grote jager	0,00	0
dwergmeeuw	0,13	1
kokmeeuw	0,00	0
stormmeeuw	0,12	1
kleine mantelmeeuw	0,41	4
zilvermeeuw	0,39	4
grote mantelmeeuw	0,23	2
drieteenmeeuw	0,32	3
grote stern	0,00	0
visdief/noordse stern	0,08	1
zeekoet	3,12	28
alk	0,82	7
kleine alk	0,01	0
papegaaiduiker	0,00	0

Tabel 4.6b zie boven

soort	gem. jaarlijkse dichtheid	Berekende sterfte door
	(#/km ²)	habitatverlies Kavel VII
<i>duikers</i>	0,01	0
noordse stormvogel	0,18	2
stormvogeltje	0,00	0
jan van gent	0,25	2
grote jager	0,00	0
dwergmeeuw	0,10	1
kokmeeuw	0,02	0
stormmeeuw	0,13	1
kleine mantelmeeuw	0,34	3
zilvermeeuw	0,42	4
grote mantelmeeuw	0,24	2
drieteenmeeuw	0,45	4
grote stern	0,00	0
visdief/noordse stern	0,16	1
zeekoet	3,15	27
alk	0,83	7
kleine alk	0,01	0
papegaaiduiker	0,01	0

De effecten van habitatverlies worden als negatief beoordeeld (-) en zijn in zowel Kavel VI als Kavel VII voor beide alternatieven gelijk, omdat het ruimtebeslag nagenoeg even groot is. Een eventuele hogere tipsnelheid en daarmee gepaard gaande hoger geluidsniveau (zie §3.3.2) zal niet tot wezenlijk andere uitkomsten leiden. Mocht er voor 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 habitatverlies door offshore windparken in het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015), zijn significant negatieve effecten in het kader van Natura 2000 doelstellingen uit te sluiten (zie ook de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER). In de Passende Beoordeling wordt hier verder op in gegaan.

4.3.4 Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Dit kan zeevogels verstoren. Het zal afhangen van zowel de aard als de frequentie van de werkzaamheden hoe zwaar deze verstoring is. Onderzoeksgegevens suggereren een afstotende werking van (onderhouds)schepen ten aanzien van duikers, jan-van-gent en alkachtigen, maar een aantrekkende werking voor meeuwen en sterns. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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. 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). Aangroeiende mosselen zouden als voedsel kunnen dienen voor zee- en eidereenden. Hoewel incidenteel een enkele eider zich enige tijd bij een installatie ver op zee kan ophouden (Thorpe 2005), zal buiten de kustwateren van een aantrekkende werking op grote groepen zee- en eidereenden, door een verbeterd aanbod schelpdieren, waarschijnlijk geen sprake zijn. Wel zijn de eerste aanwijzingen gevonden dat door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvindt (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 en aalscholvers. 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 de vogelsoorten meeuwen, aalscholvers en sterns werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn alle soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Lindeboom *et al.* 2011, Krijgsveld *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. 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.

4.4 Beoordeling gebruiksfase – koloniebroedvogels

Tabel 4.7 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windpark alternatieven in windenergiegebied Hollandse Kust (west) op kolonievogels. Deze beoordeling geldt voor zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west).

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	76 * 10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-

Effecten op kolonievogels door een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zouden in potentie kunnen optreden voor broedende aalscholvers, noordse stormvogels (niet afkomstig uit Nederlandse broedplaatsen), stormmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen (niet uit Nederland), zilvermeeuwen en grote sterns. Op basis van foerageerranges blijkt dat windenergiegebied Hollandse Kust (west) alleen door broedende **kleine mantelmeeuwen** bereikt kan worden uit een kolonie die binnen een Natura 2000-gebied ligt en waarvoor in dit gebied instandhoudingsdoelstellingen voor deze soort als broedvogel zijn geformuleerd (zie § 2.2.2). Voor deze soort worden hieronder voor beide kavels de effecten beoordeeld.

4.4.1 Aanvaringen

Zoals in § 2.2.2 is al beschreven, worden de effecten van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op broedende **kleine mantelmeeuwen** uitsluitend op de kolonie in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel behandeld. Windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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.

Duinen en Lage Land Texel heeft een instandhoudingsdoelstelling voor 14.000 broedparen (tabel 4.8). Uit de slachtofferberekeningen (§4.2) blijkt dat tijdens het broedseizoen (mei – juli) 12 individuen (Alternatief 1) en 6 individuen (Alternatief 2) per jaar slachtoffer worden in Kavel VI van Hollandse Kust (west), en 10 individuen (Alternatief 1) en 5 individuen (Alternatief 2) per jaar in Kavel VII (tabellen 4.3a en b en 4.4a en b). Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie kleine mantelmeeuwen bestaat uit zogenaamde 'floaters' (niet-broedende vogels). Schattingen van de grootte van dit deel van niet-broedende vogels zijn zeer divers (Gyimesi & Lensink 2012, Camphuysen 2013), maar een schatting van 40% van de populatie is beargumenteerd door Lensink & van Horssen (2012). Dit betekent dat volgens de rekensommen in Kavel VI van Hollandse Kust (west) $12 \cdot 0,6 = \pm 7$ (Alternatief 1) en ± 3 (Alternatief 2) slachtoffers, en in Kavel VII ± 6 (Alternatief 1) en ± 3 (Alternatief 2) slachtoffers onder broedende adulten zijn te verwachten. Daarnaast is het zo dat niet al deze slachtoffers afkomstig zijn uit de beschermde kolonie van de Duinen en Lage Land Texel.

Binnen de gemiddelde foerageer afstand van kleine mantelmeeuwen (80 km, figuur 2.11a) broeden in verschillende kolonies in totaal circa 86.000 individuen (Scharringa *et al.* 2010; Boele *et al.* 2014; 2016; 2017; Lensink *et al.* 2015). Deze kunnen tijdens foerageervluchten in theorie tot in beide kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (west) komen. Meer dan de helft hiervan komt niet uit Natura 2000-kolonies (zie figuur 2.11a), zoals de grote kolonie op de Maasvlakte (>20.000 broedparen). Ook de dichtstbijzijnde kolonie met meer dan 1.000 broedparen ligt bijvoorbeeld in de haven van IJmuiden (Boele *et al.* 2014). Verder is het zo dat verschillende kolonies op verschillende afstanden van Hollandse Kust (west) liggen. Om hiervoor te corrigeren, zijn het aandeel vogels van alle kolonies waarvan kleine mantelmeeuwen Hollandse Kust (west) kunnen bereiken gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en beide kavels van het windenergiegebied. Zo tellen bijvoorbeeld de aantallen van kolonies die dicht bij Hollandse Kust (west) liggen zwaarder mee.

Volgens de laatst beschikbare telling was het aantal broedparen op Texel 18.401 in 2012 en nadien zijn de aantallen min of meer stabiel gebleven (Boele *et al.* 2014; 2016), oftewel 36.802 broedvogel individuen. Als worst-case scenario hebben we aangenomen dat al deze vogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied Hollandse Kust (west) terecht kunnen komen. Dit aantal vormt 43% van de 86.000 broedende kleine mantelmeeuwen die beide kavels van Hollandse Kust (west) in theorie kunnen bereiken.

Als naast de koloniegrootte ook de afstand tussen het windenergiegebied en de kolonie meegewogen wordt, zal naar schatting 45% in Kavel VI van Texel komen, en 40% van de kleine mantelmeeuwen in Kavel VII. Op basis van deze percentages is bepaald hoeveel broedende adult kleine mantelmeeuw van de Texelse kolonie slachtoffer worden in Kavel VI en Kavel VII van Hollandse Kust (west): $7 \cdot 0,45 = 3$ vogels bij Alternatief 1 en 2 vogels bij Alternatief 2 in Kavel VI, en $6 \cdot 0,40 = 2$ vogels bij Alternatief 1 en 1 vogel bij Alternatief 2 in Kavel VII (tabel 4.8). Daarom worden beide alternatieven in beide kavels van Hollandse Kust (west) voor aanvaringen als negatief (-) beoordeeld (zie tabel 4.7).

De berekende sterfte onder vogels van deze populatie als gevolg van aanvaringen met turbines van een windpark kan worden vergeleken met de natuurlijke sterfte van die vogelsoort, in dit geval de kleine mantelmeeuw op een huidige populatie van 18.401 broedparen in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel. Met een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012) is de jaarlijkse natuurlijke mortaliteit 3.312 individuen op Texel op basis van waarvan de 1%-mortaliteitsnorm 33 vogels bedraagt (tabel 4.8). 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 (zie § 1.3.2 voor beschrijving beoordelingsnormering).

Voor de kolonie kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel wordt maximaal 0,09% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte verwacht als gevolg van aanvaringen met windturbines in Kavel VI van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) bij Alternatief 1 en maximaal 0,05% additionele sterfte bij Alternatief 2 (tabel 4.8). In Kavel VII is deze sterfte jaarlijks 0,07% en 0,03% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte bij respectievelijk Alternatief 1 en Alternatief 2. Daarnaast ligt in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel het huidige aantal broedparen ruim boven de instandhoudingsdoelstelling (tabel 4.8). Enige sterfte is dus toegestaan, zonder dat dit het behalen van de instandhoudingsdoelstelling in gevaar brengt. Significant negatieve effecten *als gevolg van aanvaringen* met windturbines in zowel Kavel VI als Kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de broedpopulaties van kleine mantelmeeuw in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn daarom met zekerheid uit te sluiten.

Tabel 4.8 *Het aantal aanvaringslachtoffers in twee alternatieven in Kavel VI en Kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) van kleine mantelmeeuwen volgens berekeningen met het Extended Band Model (Band 2012). Aanvaringslachtoffers zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied, aantallen meeuwen uit niet-Natura 2000-kolonies, offshore habitatgebruik en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de kolonie in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel te komen.*

Kolonie	Indicatief aantal broedpaar		
Nederlandse kust	ca. 86.000		

Kolonie	instandhoudingsdoel (bp)	Huidige aantal broedpaar	1%-mortaliteitsnorm
Duinen en Lage Land Texel	14.000	18.401 (2012)	33

	Kavel VI	Alternatief 1	Alternatief 2
Totaal aantal slachtoffers tijdens broedseizoen (broeders en floaters)	12	6	
Aantal broedende adulten als slachtoffer (60% van totaal)	7	3	
Aantal slachtoffers uit kolonie op Texel (45% van het aantal broedvogels)	3	2	
	Kavel VII	Alternatief 1	Alternatief 2
Totaal aantal slachtoffers tijdens broedseizoen (broeders en floaters)	10	5	
Aantal broedende adulten als slachtoffer (60% van totaal)	6	3	
Aantal slachtoffers uit kolonie op Texel (40% van het aantal broedvogels)	2	1	

4.4.2 Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 Hollandse Kust (west) 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.

4.4.3 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.* 2018a), mogelijk omdat in de windparken geen vissersschepen aanwezig zijn. Ondanks dat het uitsluiten van de visserij in windparken een verschuiving van de foerageertochten zou betekenen en niet per definitie habitatverlies, is niet uit te sluiten dat een dergelijke ontwikkeling effect heeft op de beschikbare foerageermogelijkheden van kleine mantelmeeuwen.

In het geval van de kolonie op Texel is bekend dat kleine mantelmeeuwen uit deze kolonie tijdens foerageertochten gebruik kunnen maken van het gebied van Hollandse Kust (west) (zie figuur 2.13) en daarom berekenen we hieronder het effect van habitatverlies op broedende kleine mantelmeeuwen van deze kolonie op basis van dezelfde aannames als voor het berekenen van het effect van aanvaringen op kolonievogels (§4.4.1) en het effect van habitatverlies op niet-broedvogels (§4.3.3).

Voor deze berekeningen hebben we de gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuwen in Kavel VI en Kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) in de broedperiode (mei-juli: 0,5 vogels/km² in Kavel VI en 0,4 vogels/km² in Kavel VII, zie tabel 2.5a en b) gebruikt als input. Verder hebben we aangenomen dat 60% van deze vogels broedende adulte betreft, waarvan 100% op zee foerageert (zie §4.4.1 voor onderbouwing), oftewel ±0,3 vogels/km² in beide kavels. Ook volgens §4.4.1 nemen we aan dat respectievelijk 45% en 40% van de kleine mantelmeeuwen in Kavel VI en Kavel VII van Hollandse Kust (west) afkomstig is van de Texelse kolonie. In Kavel VI met een oppervlakte van 90 km² zou dit gemiddeld 13 kleine mantelmeeuwen betekenen, en in Kavel VII met een oppervlakte van 87 km² zou dit gemiddeld 9 kleine mantelmeeuwen betekenen. Volgens de gehanteerde aanname zal 10% sterven als gevolg van habitatverlies (cf. Rijkswaterstaat 2015 en Rijkswaterstaat 2019), oftewel ±1 kleine mantelmeeuw in beide kavels voor beide alternatieven. Daarom worden beide alternatieven van Hollandse Kust (west) voor habitatverlies als negatief (-) beoordeeld (zie tabel 4.7).

Het aantal van 1 slachtoffer in beide kavels van Hollandse Kust (west) als gevolg van habitatverlies uit de kolonie kleine mantelmeeuwen van het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel betekent ±0,03% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte in deze kolonie. Op basis hiervan worden significante negatieve effecten *als gevolg van habitatverlies* en daarmee aanvullende sterfte door een windpark in beide kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen in nabijgelegen Natura 2000-gebieden uitgesloten (zie ook de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER). In §4.4.5 worden de *effecten van habitatverlies en aanvaringen* in samenhang beschouwd.

4.4.4 Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

De extra inzet van schepen voor het onderhoud van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) kan enige verstoring van zeevogels, waaronder broedvogels, opleveren. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 windmolenpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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.

4.4.5 Samenvatting effecten kolonievogels

De effecten van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op broedende **kleine mantelmeeuwen** worden uitsluitend getoetst op de kolonies in het Nederlandse Natura 2000-gebied 'Duinen en Lage Land Texel'.

De maximale aantallen slachtoffers (als gevolg van sterfte door aanvaringen en sterfte door habitatverlies gecombineerd; zie §4.4.1 en §4.4.3) in Hollandse Kust (west) onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel betreffen in Kavel VI 4 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 3 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2, en in Kavel VII 3 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 2 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2. In Kavel VI betekenen deze slachtofferaantallen 0,13% van de natuurlijk mortaliteit van kleine mantelmeeuwen in de kolonie van Duinen en Lage Land Texel bij Alternatief 1 en 0,09% bij Alternatief 2, terwijl deze percentages in Kavel VII voor Alternatief 1 en Alternatief 2 respectievelijk 0,10% en 0,06% bedragen. Dit betekent dat de jaarlijkse additionale sterfte bij alle alternatieven ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm ligt. Significante negatieve effecten van Kavel VI en Kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de broedpopulatie van kleine mantelmeeuwen in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn daarom uit te sluiten.

4.5 Beoordeling gebruiksfase – vogels tijdens seizoenstrek

Tabel 4.9 Samenvattende beoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee alternatieven in windenergiegebied Hollandse Kust (west) op vogels tijdens seizoenstrek. Deze beoordeling geldt voor zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west).

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	76 * 10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
<i>Trekvogels</i>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0

4.5.1 Aanvaringen

Tijdens de seizoenstrek vliegen vele vogelsoorten door het windenergiegebied Hollandse Kust (west). 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 §4.3. 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 tot meer dan duizend trekvogels per jaar slachtoffer zullen worden van de verschillende alternatieven van een windpark in Kavel VI en Kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Veruit de meeste hiervan zijn zangvogels (meer dan duizend) gevolgd door enkele tientallen ganzen en zwanen. Verder zullen nog enkele eenden, reigers, roofvogels, uilen en steltlopers jaarlijks slachtoffer worden (tabel 4.2a en b).

In zowel Kavel VI als Kavel VII van Hollandse Kust (west) wordt het effect van beide alternatieven als negatief beoordeeld (-), hoewel de effecten van Alternatief 2 (met de minste turbines) wel substantieel kleiner zijn dan van Alternatief 1. Er bestaan weliswaar kennisleemten ten aanzien van herkomst, maar de slachtofferaantallen in windenergiegebied Hollandse Kust (west) verdeeld over het grote aantal trekvogelsoorten zijn zo laag dat dit geen wezenlijk effect kan hebben op bronpopulaties (cf. Rijkswaterstaat 2015). Daarom zijn significant negatieve effecten op Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen als gevolg van aanvaringen op trekvogels uit te sluiten. Dit geldt ook voor kleine zwaan met de kleinste bronpopulatie (9.986 vogels) van de trekvogelsoorten die in Hollandse Kust (west) slachtoffer kunnen worden (zie Bijlage VI). Op basis van GPS metingen tijdens de migratie (Griffin *et al.* 2016) is berekend dat in alle geplande Nederlandse windparken in totaal twee kleine zwanen als gevolg van aanvaringen slachtoffer zullen vallen (Rijkswaterstaat 2019), waarvan in Hollandse Kust (west) één. Kleine zwanen die windenergiegebied Hollandse Kust (west) passeren, kunnen van veel verschillende gebieden afkomstig zijn: van Natura

2000-gebieden (26 zijn voor de kleine zwaan aangewezen) maar ook van daarbuiten. Als de flux van kleine zwanen die Hollandse Kust (west) passeert evenredig onder alle mogelijke herkomstgebieden verdeeld wordt, zal het jaarlijkse aantal slachtoffers dat in Hollandse Kust (west) valt van een bepaald Natura 2000-gebied altijd onder 1 blijven, en zodanig als incidenteel beschouwd kunnen worden.

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 '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 gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen.

4.5.2 Barrièrewerking

Op basis van literatuur en een beoordeling van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) is het uitgesloten dat voor trekvogels die door het windenergiegebied Hollandse Kust (west) vliegen het windpark een belemmering zou zijn voor het bereiken van een voor hen op dat moment "achter" het park gelegen bestemming. In de herfst zou dat op weg naar het zuiden of naar de Britse eilanden zijn, in het voorjaar naar de noordelijker gelegen broedgebieden. Daarnaast ligt het park, ook niet "voor de ingang van de Waddenzee" (gezien vanuit Engeland) maar op een dusdanig grote afstand van het Kanaal dat het voor noord-zuid (en zuid-noord) vliegende vogels geen barrière van betekenis kan zijn. Een groot deel van de vogels zal het windpark niet eens op het vliegpad tegenkomen.

Uit de studie van Masden (2009) blijkt dat de energetische gevolgen voor trekvogels verwaarloosbaar klein zijn. Ook voor de locatie van windenergiegebied Hollandse Kust (west) zal dit het geval zijn. Sommige vogels zullen tijdens de trek hun route aanpassen om het windpark te ontwijken. Dat leidt dan tot het vermijden van aanvaringsrisico's, maar ook tot extra te vliegen kilometers. In vergelijking met de totale route die trekvogels afleggen, zijn de extra kilometers of de extra tijd van geen betekenis.

Op basis van de bovenstaande beschrijving wordt geconcludeerd dat de barrièrewerking van het windpark vermoedelijk beperkt is. De effecten worden als marginaal negatief 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. Significante negatieve effecten in het kader van Natura 2000 doelen als gevolg van barrièrewerking op trekvogels zijn dan ook op voorhand uit te sluiten.

4.5.3 Habitatverlies

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het gebied van windenergiegebied Hollandse Kust (west) verblijven. 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 (zie ook de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER).

4.5.4 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.

4.6 Effecten op 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. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). In tabel 4.10 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling. Effecten op soorten worden weergegeven in de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER.

Tabel 4.10 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van de twee windparkalternatieven in windenergiegebied Hollandse Kust (west) op vleermuizen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	76 * 10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-

4.6.1 Aanvaringen

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 warmtebeeld camera's het aantal aanvaringslachtoffers te bepalen (Lagerveld *et al.* 2017c). De methode lijkt veelbelovend maar is nog niet ver genoeg uitgewerkt om effectief op zee toe te passen.

Brinkmann *et al.* (2011) hebben een methode ontwikkeld om het aantal vleermuislachtoffers bij windparken te schatten op basis van het aantal opnamen van vleermuisgeluiden op gondelhoogte. Ze hebben vleermuisactiviteit en bijhorende aantal slachtoffers gemeten in meer dan 30 Duitse onshore windparken. De onderzochte windparken lagen meestal dichtbij potentiële verblijfplaatsen (gebouwen, bomen) van vleermuizen.

In theorie zou met behulp van dit model (BMU/Oikostat model) van Brinkmann *et al.* (2011) het aantal vleermuislachtoffers ook in windparken op zee kunnen worden voorspeld. Om de volgende redenen wordt het schatten van het aantal slachtoffers in de Noordzee op basis van akoestische gegevens volgens het BMU/Oikostat model niet verantwoord geacht:

1. Het model is gebaseerd op onshore metingen vanuit relatief kleine windturbines en het is onzeker of die toepasbaar zijn voor situaties 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 BMU/Oikostat model vereist metingen vanuit de gondel van de windturbine. Activiteit op lage hoogtes heeft een zeer 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 BMU/Oikostat 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 dat vleermuisactiviteit systematisch onderschat wordt in windparken op zee. Niettemin, het aantal slachtoffers op zee zal lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Lokaal verblijvende vleermuizen, zoals de gewone dwergvleermuis, zijn op zee vrijwel afwezig. Onshore vallen in de meeste Nederlandse windparken de meeste slachtoffers onder gewone dwergvleermuizen.
- Van de rosse vleermuizen die in onshore windparken voorkomen, is slechts een klein deel lange afstand trekker (Lehnert *et al.* 2014). In windparken op zee komen alleen langeafstand trekkers 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 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 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. Op basis hiervan worden in een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) maximaal 76 slachtoffers per jaar verwacht bij Alternatief 1 en 47 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 echter realistischer om deze getallen te verdelen op basis van het relatieve voorkomen van ruige dwergvleermuizen (95,7%), rosse vleermuizen (2,6%), tweekleurige vleermuizen (1,2%) en gewone dwergvleermuizen (0,5%). Met deze benadering wordt de *worst-case* schatting voor de ruige dwergvleermuis 73 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 45 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 2 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 1 slachtoffer bij Alternatief 2. Voor de tweekleurige vleermuis wordt 1 slachtoffer bij allebei de alternatieven geschat. Van gewone dwergvleermuizen zullen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers vallen. Hiermee vallen de effecten voor Alternatief 1 met de meeste turbines negatiever beoordeeld (--/-) dan Alternatief 2 met de minste turbines (-).

4.6.2 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 juist aan (Cryan & Barclay 2009), wat eventueel 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 dat aanvaringsrisico optreedt. Daarnaast geven windturbines en constructieschepen vleermuizen de mogelijkheid hun lange vlucht te onderbreken om uit te rusten. De 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. 2017a). Hierdoor is waarschijnlijk dat de windturbines zijn gebruikt als noodgedwongen tijdelijke rustplaatsen voor gedurende de dag. Dit kan de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. 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.

4.7 Effecten op vissen

Op basis van de 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 Hollandse Kust (west). In tabel 4.11 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling. Echter geen van de vissoorten die hier behandeld worden heeft instandhoudingsdoelstellingen in nabijgelegen Natura 2000-gebieden die in de invloedssfeer van windenergiegebied Hollandse Kust (west) liggen. Effecten in het kader van Natura 2000 doelstellingen zijn daarmee uitgesloten. Effecten op overige soorten worden weergegeven in de 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' bijlage.

Tabel 4.11 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase windenergiegebied Hollandse Kust (west) op vissen.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	76 *10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0

4.7.1 Effecten tijdens de constructie fase

Effecten op vissen kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen ten gevolge van heiwerkzaamheden, effecten ten gevolge van bodemberoerende werkzaamheden en effecten ten gevolge van verlies aan bodemareaal door het plaatsen van de windturbines en beschermende bestorting op de zeebodem.

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 te zijn. Experimentele studies naar geluidseffecten van heiwerkzaamheden op vissen en vislarven tonen geen duidelijke (blijvende) schade aan vissen aan, uitsluitend als het geluid op zeer korte afstand plaatsvindt (Hawkins 2005; Caspar *et al.* 2013; Herbert-Read *et al.* 2017). Negatieve effecten van trillingen die tijdens heiwerkzaamheden worden geproduceerd op vis(populaties) in het plangebied zijn daarmee niet aannemelijk en de effecten worden dan ook als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). Daar de effecten marginaal zijn is er geen onderscheid tussen de alternatieven, echter de effecten van

Alternatief 2 zullen nog minder zijn, omdat het totale oppervlak en het aantal turbines veel kleiner is en daarmee het beïnvloede oppervlak.

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Er zijn echter geen studies die duidelijk aantonen dat een dergelijke 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 worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Het plaatsen van de windturbines en het aanbrengen van bestorting gaat gepaard met het verlies aan de nu aanwezige (zand)bodemstructuur. De zachte bodemstructuur wordt hierbij 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 of tussen ruimtelijke structuren op de zeebodem. In het geval deze structuren aanwezig zijn op de locaties waar de windturbines en bestortingen worden geplaatst, kunnen de individuen geschaad of vernietigd worden. Het aandeel van de populatie van de relevante soorten dat op deze wijze beïnvloed kan worden is echter zeer beperkt ten opzichte van de totale populatie in dit deel van de Noordzee. Daarnaast ontwikkelt het nieuwe (harde) substraat zich waarschijnlijk snel als geschikt als habitattype voor vissen met een bodemgebonden levenswijze en zal de populatie zich herstellen tot het oorspronkelijke niveau of zelfs toenemen ten opzichte van het oorspronkelijke niveau.

De demersale en pelagische vismonitoringen in 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 (Hal *et al.* 2012) of vijf jaar na de aanleg van PAWP (Van Hal 2013; 2014). Aangezien o.a. waterdiepte en geomorfologie van de zeebodem in het OWEZ en PAWP (Hollandse Kust Noord) overeenkomen met het plangebied Hollandse Kust West (zie §2.6 Vissen), wordt aangenomen dat ook de visgemeenschappen en mogelijke effecten hierop vergelijkbaar zullen zijn.

De effecten van habitatverlies worden als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). Daar de effecten marginaal zijn is er geen onderscheid tussen de alternatieven, echter de effecten van Alternatief 2 zullen nog minder zijn, omdat het totale oppervlak van de turbines veel kleiner is. Daarnaast zal het marginaal negatieve

effect van habitatverlies voor structuur-bewonende soorten op de bodem ruimschoots worden gecompenseerd tijdens de operationele fase.

4.7.2 Effecten tijdens de operationele fase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op vissen te verwachten. Bodemberoerende visserij in het plangebied wordt uitgesloten, dit zal mogelijk een marginaal positief effect hebben op de vispopulatie in het gebied. De onderwaterstructuren van de windturbines en de bestorting hebben ook een marginaal positief effect op vissen (als voedselbron en schuil- en foerageerhabitat). De effecten worden als marginaal positief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/+).

4.7.3 Effecten tijdens de 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 ontwikkelt 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. Daarnaast zullen andere vissoorten (met een pelagische levenswijze) die foerageren rondom de windturbines blootgesteld worden aan een lager voedselaanbod en verhoogde predatiedruk. 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 zeer negatief beoordeeld (effectbeoordeling: --) indien vergeleken wordt met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten als neutraal beoordeeld (0).

4.8 Effecten op 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 Hollandse Kust (west). In tabel 4.12 wordt een samenvatting gegeven van effectbeoordeling. Echter geen van de soorten die hier behandeld worden heeft instandhoudingsdoelstellingen in Natura 2000-gebieden. Effecten in het kader van Natura 2000 doelen zijn daarmee uitgesloten. Effecten op soorten worden weergegeven in de bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER.

Tabel 4.12 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op benthos.

Effecten windpark	Alternatief 1	Alternatief 2
	76* 10MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0

4.8.1 Effecten tijdens de constructie fase

Er zijn weinig onderbouwde meetreeksen waarbij effecten van de aanleg van een windpark op zee op het benthos is gekwantificeerd. Tijdens de constructiefase wordt een beperkt areaal zachte (zand)bodem vervangen door een harde bodemstructuur van de windturbinezuilen en beschermende bestorting. De bodemfauna die op deze locaties aanwezig is zal hierbij vernietigd worden. Het areaal aan bodem dat beïnvloed zal worden 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. Het vervangende harde substraat zal waarschijnlijk snel gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemgemeenschap die gedeeltelijk uit dezelfde soorten bestaat die nu in het plangebied aanwezig zijn maar ook uit nieuwe soorten die typerend zijn voor hard substraat. De totale soortdiversiteit van het benthos zal hier waarschijnlijk door toenemen. De effecten van habitatverlies worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Negatieve effecten ten gevolgen van geluidseffecten van heiwerkzaamheden op benthos zijn tot op heden nooit aangetoond en niet aannemelijk.

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Verschillende studies tonen echter 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 benthosmonitoringen in OWEZ en PAWP en referentiegebieden bevestigen dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is. Er zijn geen grote veranderingen aangetroffen tussen, voor en na aanleg van OWEZ (Bergman *et al.* 2012) of PAWP (Lock *et al.* 2014, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). De effecten van vertroebeling worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-) en zijn voor beide alternatieven gelijk.

4.8.2 Effecten tijdens de operationele fase

Tijdens de operationele fase van het park zullen windturbine zuilen en beschermende bestortingen gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemlevensgemeenschap. Sommige soorten komen nu al voor in het plangebied, ander soorten zijn typerend voor hard substraat.

Een deel van de nieuwe substraatgemeenschap kan echter uit exotische soorten komen te bestaan. Exotische soorten kunnen inheemse soorten negatief beïnvloeden. Er zijn echter geen specifieke studies bekend die aantonen dat de vestiging van (nieuwe) exoten gefaciliteerd wordt door een windpark. Over het algemeen is er sprake van verrijking van de lokale biodiversiteit van de bodemgemeenschap die 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 het benthos. De effecten worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0) en zijn voor beide varianten gelijk.

4.8.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

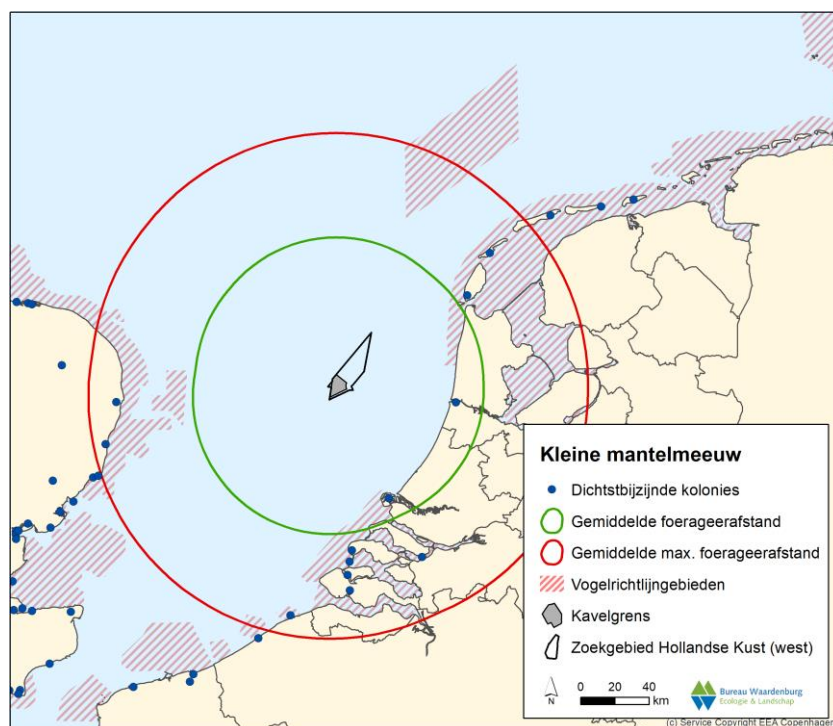
Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en bestortingen verwijderd. Naar verwachting zal zich een biodiverse harde substraatgemeenschap op deze structuren hebben ontwikkeld. Deze gemeenschap zal grotendeel verloren gaan als de structuren worden verwijderd. Geluidseffecten en effecten van 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 daarmee 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) voor beide varianten.

4.9 Verkavelingsalternatief

4.9.1 Vogels

De vogeldichtheden in het verkavelingsalternatief voor Kavel VI verschillen weinig van de dichtheden in de voorkeursverkaveling voor Kavel VI. In het geval dat er een verschil is, dan zijn de dichtheden vaak lager in het verkavelingsalternatief dan het voorkeursalternatief van Kavel VI (tabel 2.5a en 2.5c). Zodoende zijn ook de slachtofferaantallen als gevolg van aanvaringen lager bij het verkavelingsalternatief dan bij het voorkeursalternatief voor Kavel VI. Daarnaast is de oppervlakte van het verkavelingsalternatief (75 km²) kleiner dan de oppervlakte van de voorkeursverkaveling (90 km²), waardoor ook het aantal verstoorde vogels lager uitvalt bij het verkavelingsalternatief. De concrete verschillen in slachtofferaantallen als gevolg van aanvaringen (tabel 4.13) en habitatverlies (tabel 4.14) tussen beide kavels zijn hieronder gepresenteerd voor lokale zeevogels en trekvogels. Deze slachtofferaantallen verschillen voor lokale vogels en vogels op seizoenstrek niet wezenlijk tussen beide kavels. Het effect van het verkavelingsalternatief voor Kavel VI op lokale- en trekvogels wordt daarom op hetzelfde niveau ingeschat als het effect van de voorkeursverkaveling voor Kavel VI.

Verder ligt het verkavelingsalternatief, in tegenstelling tot de voorkeursverkaveling, buiten de maximale foerageerafstand van broedende kleine mantelmeeuwen uit het Natura-2000 gebied Duinen en Lage Land Texel (figuur 4.1). Daarom zijn onder kolonievogels in het verkavelingsalternatief voor Kavel VI geen slachtoffers te verwachten uit Natura-2000 gebieden. Het effect van het verkavelingsalternatief voor Kavel VI op kolonievogels wordt daarom als neutraal (0) beoordeeld.



Figuur 4.1 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km, zie §2.2.2) rond het verkavelingsalternatief van Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west).

Tabel 4.13 Verschillen in het maximale aantal aanvaringslachtoffers onder lokale zeevogels en migranten dat jaarlijks verwacht wordt tussen de voorkeursverkaveling en het verkavelingsalternatief van Kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Verschil tussen beide kavels is berekend op basis van onafgeronde getallen.

soort	alternatief 1			alternatief 2		
	76 * 10 MW ø 164 m			47 * 16 MW ø 279 m		
	VI	VI (alt)	verschil	VI	VI (alt)	verschil
jan-van-gent	4	3	-1	1	1	0
stormmeeuw	2	0	-1	1	0	-1
kleine mantelmeeuw	33	27	-6	16	13	-3
zilvermeeuw	15	12	-3	9	7	-2
grote mantelmeeuw	10	8	-2	4	3	-1
dwergmeeuw	1	0	-1	0	0	0
drieteenmeeuw	3	3	0	1	1	0
visdief/noordse stern	0	0	0	0	0	0
ganzen en zwanen	37	37	0	25	25	0
eenden	5	5	0	4	4	0
reigers	7	7	0	5	5	0
roofvogels en uilen	2	2	0	1	1	0
steltlopers	5	5	0	4	4	0
zangvogels	1.388	1.388	0	1.381	1.381	0
totaal	1.511	1498	-13	1.453	1446	-6

Tabel 4.14 Verschillen in het maximale aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies onder lokale zeevogels dat jaarlijks verwacht wordt tussen de voorkeursverkaveling (90 km²) en het verkavelingsalternatief (75 km²) van Kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Verschil tussen beide kavels is berekend op basis van onafgeronde getallen.

soort	kavel VI	kavel VI (alt)	verschil
<i>duikers</i>	0	0	0
noordse stormvogel	3	3	0
stormvogeltje	0	0	0
jan van gent	3	2	-1
grote jager	0	0	0
dwergmeeuw	1	0	-1
kokmeeuw	0	0	0
stormmeeuw	1	0	-1
kleine mantelmeeuw	4	3	-1
zilvermeeuw	4	3	-1
grote mantelmeeuw	2	1	-1
drieteenmeeuw	3	2	0
grote stern	0	0	0
visdief/noordse stern	1	1	0
zeekoet	28	22	-6
alk	7	10	2
kleine alk	0	0	0
papegaaiduiker	0	0	0
totaal	57	48	-9

Op basis van bovenstaande zijn significant negatieve effecten van het verkavelingsalternatief voor Kavel VI in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op vogels *in alle gevallen* met zekerheid uit te sluiten.

4.9.2 Vleermuizen

De effecten van het verkavelingsalternatief van Kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op vleermuizen kunnen op dit moment niet onderscheiden worden van de effecten de voorkeursverkaveling van Kavel VI. Het aantal vleermuisslachtoffers wordt globaal bepaald op basis van een schatting van het aantal slachtoffers per windturbine. Aangezien de maximale capaciteit in het verkavelingsalternatief dezelfde is als in het voorkeursalternatief (760 MW) en een minimaal turbinevermogen geformuleerd is, kan het aantal turbines, en zodoende het aantal vleermuisslachtoffers niet hoger uitvallen in het verkavelingsalternatief dan in het voorkeursalternatief. Zo kunnen volgens de huidige beoordelingscriteria de effecten van het verkavelingsalternatief op vleermuizen ook niet hoger zijn dan het voorkeurskavel van Kavel VI van Hollandse Kust (west).

4.9.3 Vissen en benthos

De gegevens over benthos en vissen zijn over het algemeen op een zodanige schaal beschikbaar dat er geen onderscheid gemaakt kan worden in het voorkomen van specifieke soorten in de verschillende kavels. Bovendien zijn de effecten op benthos en vissen zodanig klein dat ook in de overall effecten van de verschillende alternatieven en/of kavels weinig verschil zal zijn. Het verschil in totale areaal aan

bodemoppervlak van de verschillende kavels dat beïnvloedt wordt is verwaarloosbaar ten opzichte van het totaal beschikbare bodemareaal in het betreffende deel van de Noordzee. Daarnaast komen in dit deel van de Noordzee geen soorten benthos of vissen voor met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang, waardoor verlies aan individuen of leefgebied een significante invloed op de totale populatie zou kunnen hebben. Op basis van bovenstaande zullen de effecten van het verkavelingsalternatief op natuur niet te onderscheiden zijn van de effecten van het voorkeurskavel van Kavel VI.

4.10 Samenvattende effectbeoordeling

4.10.1 Vogels en vleermuizen

Vogels

De mariene avifauna in windenergiegebied Hollandse Kust (west) is niet specifiek voor die locatie, maar wordt aangetroffen in een groot zeegebied (vele tienduizenden vierkante kilometers). Effecten die zich beperken tot een zeegebied ter grootte van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn daarom relatief beperkt.

Buiten het broedseizoen komen de hoogste dichtheden aan zeevogels voor in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee en daarmee ook in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). Een piek in de gezamenlijke vogelwaarden wordt bereikt tijdens de winter, wanneer grote aantallen drieteenmeeuwen, stormmeeuwen, zilvertmeeuwen en zeekoeten in het gebied verblijven. De aanwezige vogels hebben kans om aanvaringslachtoffer te worden. Diverse lokale, niet-broedende zeevogels worden verstoord door windturbines op zee en habitatverlies en de daarmee gepaard gaande sterfte is daarmee niet uit te sluiten. De kans op barrièrewerking is nihil omdat gerichte vliegbewegingen van lokaal verblijvende zeevogels uitsluitend incidenteel (bijvoorbeeld tijdens slaaptrek) optreden.

De locatie ligt buiten het bereik van de meeste broedkolonies. Van de kolonievogels ligt alleen de kolonie van kleine mantelmeeuwen op Texel in Nederlandse Natura 2000-gebieden. De maximale aantallen slachtoffers bij kleine mantelmeeuwen afkomstig uit Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel betreffen in Kavel VI voor Alternatief 1 en Alternatief 2 respectievelijk 0,13% en 0,09% van de natuurlijke mortaliteit, en in Kavel VII voor Alternatief 1 en Alternatief 2 respectievelijk 0,10% en 0,06% van de natuurlijke mortaliteit. Dit betekent dat de jaarlijkse additionale sterfte bij alle alternatieven ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm ligt. Significant negatieve effecten van Kavel VI en Kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de broedpopulatie van kleine mantelmeeuwen in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn daarom uit te sluiten.

Tijdens de **trektijd** (voorjaar en herfst) zullen zowel land- als zeevogels over zee ter hoogte van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) trekken. Naast aanzienlijke aantallen jan-van-genten, grote jagers, kleine jagers, grote mantelmeeuwen, kleine mantelmeeuwen, drieteenmeeuwen, dwergmeeuwen, alken en zeekoeten, trekken ook grote aantallen landvogels (met name zangvogels) ter hoogte van het

windenergiegebied Hollandse Kust (west). Tijdens deze trek kunnen zij slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen. De combinatie een ongewisse afkomst van trekvogels in windenergiegebied Hollandse Kust (west), de grote populaties van deze soorten en de relatief lage aantallen slachtoffers per soort (zie bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER) zijn reden om significant negatieve effecten als gevolg van aanvaringen van trekvogels op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen met zekerheid uit te sluiten. In de Passende Beoordeling wordt hier verder op ingegaan. Op basis van onderzoek naar de effecten van barrièrewerking zijn deze als nihil in te schatten voor trekvogels. Habitatverlies treedt niet op in het geval van trekvogels.

Een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zal, op grond van de hier gehanteerde berekeningsmethode (incl. toegelichte aannames) leiden tot ca. 1.500 vogelaanvaringslachtoffers (alle soorten tezamen) per jaar per kavel. De verschillen tussen de alternatieven zijn relatief klein. Het alternatief met 76x10 MW turbines (Alternatief 1) leidt tot enkele tientallen slachtoffers meer dan Alternatief 2 met minder turbines. Daarnaast vallen grotere aantallen slachtoffers bij driebladige turbines dan bij tweebladige turbines (zie Bijlage V).

Het doden van vogels 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 die is opgenomen in de wet Wind op Zee. In bijlage 'Soortenbescherming Wet natuurbescherming' van het MER is beschreven voor welke soorten verbodsbepalingen in het kader van de Wet natuurbescherming worden overtreden. Hier is vervolgens ook onderbouwd of de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soorten door de voorspelde additionele sterfte in het geding kan komen. Verder adviseert de Commissie voor de m.e.r. bij soorten waarvan de additionele sterfte onder de 1%-mortaliteitsnorm en/of de Potential Biological Removal (PBR) uitkomt, maar de populaties niet vitaal zijn, ook na te gaan of het voornemen afbreuk kan doen aan de beoogde Gunstige Staat van Instandhouding (GSI). Bijlage 6 van dit achtergronddocument gaat hier op in. Verder zijn recentelijk binnen het Wozep onderzoeksprogramma populatiemodellen opgesteld om de cumulatieve effecten van offshore windparken op populatieniveau te berekenen (Potiek *et al.* 2019, van Kooten *et al.* 2019).

De onderlinge afstand tussen turbines heeft geen effect op de aantallen aanvaringslachtoffers die worden gevonden in de modelberekeningen, echter een grotere onderlinge afstand zorgt wel mogelijk voor een vermindering van barrièrewerking en verstoring. Op grond hiervan zou een configuratie die het hele oppervlak bedekt met 47x16 MW turbines (Alternatief 2), zorgen voor de minste effecten op vogels. Aan de andere kant kan een groter oppervlak er juist ook voor zorgen dat er meer vogels verstoord worden, omdat ze überhaupt niet tussen individuele turbines zullen komen. Ook kan een groter oppervlak als een grotere barrière worden ervaren. Het onderzoek naar de invloed van configuratie van windparken op gebiedsgebruik van door vogels en bijvoorbeeld het effect van corridors daarin staat echter nog in de kinderschoenen.

Vleermuizen

Gezien de afstand van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Tijdens seizoenstrek kunnen voornamelijk ruige dwergvleermuizen en in kleinere aantallen rosse vleermuizen en tweekleurige vleermuizen het gebied passeren. Andere vleermuissoorten als gewone dwergvleermuizen worden slechts incidenteel verwacht. Tijdens de gebruiksfase van het windpark hebben deze dieren kans op aanvaring met windturbines. Op basis van de huidige kennis wordt verwacht dat het alternatief met meerdere kleine turbines een groter aantal slachtoffers oplevert (naar schatting 76) dan het alternatief met minder turbines (naar schatting 47). Barrièrewerking en habitatverlies door windturbines spelen bij vleermuizen geen rol.

Samenvattend is Alternatief 2 (47x16 MW turbines) het meest natuurvriendelijke alternatief gezien vanuit vogels en vleermuizen, voornamelijk door het veel geringere aantal aanvaringslachtoffers in vergelijking tot de andere alternatieven. De volledige effectbeoordeling is samengevat in tabel 4.16.

4.10.2 Onderwaterlevensgemeenschap

Algemeen

De effecten op benthos en vissen zijn over algemeen zodanig klein dat er weinig verschil is in overall effecten van de verschillende alternatieven en/of windparken. 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 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. De komst van windturbines zal waarschijnlijk een positief effect op de 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. Binnen het Wozep onderzoeksprogramma wordt mogelijk gestart met een T10 bemonstering van hard substraat benthos (pers. med. M. de Jong), die naar verwachting antwoorden gaat bieden op nog openstaande vragen. Ook is er een T15 monitoring in PAWP gepland om te kijken of er na 15 jaar veranderingen zacht substraat benthos optreden (pers. med. M. de Jong).

Faciliteren vestiging exoten

Een uitzondering vormt de mogelijke effecten van de komst van windturbines op zee op de vestiging van exoten. Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie faciliteren/versnellen van dit deel van de Noordzee door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten. De windparken kunnen hierbij fungeren als 'stepping stone' terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transport vector. 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.

De volledige effectbeoordeling is samengevat in tabel 4.16.

Tabel 4.16 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven in Kavel VI en Kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op kolonievogels, lokale zeevogels, trekvogels, vleermuizen, vissen en benthos.

Effecten windpark	Alternatief 1 76 * 10 MW ø 164 m	Alternatief 2 47 * 16 MW ø 279 m
Aanlegfase		
<u>Vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanleg funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
<u>Vissen</u>		
- geluidstrillingen door heien	0/-	0/-
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
<u>Benthos</u>		
- habitatverlies	0	0
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
Gebruiksfase		
<u>Lokale zeevogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Kolonievogels</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>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	-/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-
<u>Vissen</u>		
- geluidstrillingen door in bedrijf zijn	0	0

- verbod bodemberoerende visserij	+	+
- habitatverlies	0/+	0/+
<u>Benthos</u>		
- habitatverlies	0/+	0/+
- verbod bodemberoerende visserij	+	+
<hr/>		
Verwijderingsfase		
<u>Vogels</u>		
- weghalen funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- weghalen funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
<u>Vissen</u>		
- verlies ontstaan habitat	--	--
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
<u>Benthos</u>		
- verlies ontstaan habitat	--	--
- bodemberoerende werkzaamheden	0/-	0/-
OVERALL BEOORDELING	--	-

5 Mitigatie

5.1 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 zouden 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur (zie §5.2)

Een mogelijkheid om onderwatergeluid tijdens de aanleg te reduceren kan bereikt worden door de inzet van geluiddempende systemen tijdens het heien. Echter de effecten van geluid op vogels zijn onbekend en dus ook de noodzaak van deze maatregel.

5.2 Operationele fase

Uit hoofdstuk 4 blijkt dat Alternatief 2 de minste impact op vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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. Daarnaast vallen bij tweebladige turbines minder aanvaringsslachtoffers dan bij driebladige turbines, indien dezelfde optimale rotorsnelheid en rotordiameter wordt gehanteerd (zie Bijlage V). Tweebladige turbines hebben daarom de voorkeur als er gestreefd wordt om de aantallen aanvaringsslachtoffers te minimaliseren.

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) en ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar er alleen een enkele rij turbines stond en ook leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in tegenstelling tot langs draaiende turbines (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is echter onbekend wat de minimale breedte van een 'corridor' zou moeten zijn.

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.

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, maar hoe verder je uit de kust komt (zoals bij windenergiegebied Hollandse Kust (west) het geval is), hoe belangrijker relatief gezien de oost-west trek (naar de Britse eilanden) wordt. De noord-zuid oriëntatie speelt dan een minder grote rol. Daarnaast ziet een ruitvorm er van boven uit alsof vogels die er op af vliegen hierlangs geleid zouden worden. Of dat zo werkt is niet bekend. Er is dus 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, echter ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tiphoogte spelen mogelijk een rol (Leopold *et al.* 2011 & 2012; Skov *et al.* 2017). Recent is door M. Leopold – Wageningen Marine Research binnen Wozep een onderzoek gestart om meer kennis te verkrijgen over het effect van lay-out op verstoring van vogels. De resultaten van dit onderzoek zijn echter nog niet voor handen.

Op grond van de resultaten van de 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 duikers, jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen en sterns 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.

Wel is het aannemelijk, alhoewel dat (nog) niet direct ondersteund wordt door empirisch onderzoek, dat het vergroten van de detectiekans van turbines een vermindering van het aantal aanvaringslachtoffers kan genereren. Echter deze zijn vogelsoort-specifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May *et al.* 2015). Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op mogelijk succes wordt geboden door maatregelen zoals het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. 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 te voren voorspelde momenten (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer) stilgezet kunnen worden. Er zijn echter geen onderzoeksgegevens beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een basisalternatief zou kunnen betekenen, en 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 recent experimenteel onderzoek op de Noordzee bleek dat continue (niet-knipperend) rood licht minder nachtelijke trekvogels aantrekt dan continue groen, blauw en wit licht. Ook bleek dat knipperend licht (1s aan, 1s uit) minder vogels aantrekt dan continue licht (Rebke *et al.* 2019). Echter, onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek)vogels heeft aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie *et al.* 2009). Daarnaast bleek uit een ander onderzoek dat blauw licht nauwelijks verstorend werkt op de trek 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 om bij te werken en ook voor een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het echter, in tegenstelling tot de situatie op een gasplatform op zee, alleen om navigatieverlichting en niet (ook) om werkverlichting. Omdat de werkverlichting veel sterker is dan de 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 de wensen van het bevoegd gezag. De grootste winst is echter te behalen door de verlichting op de turbines tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker geen goed idee om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Wel kan de verlichting op (grote) werkschepen een probleem vormen als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl de windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Verder wordt onderzoek gedaan naar stilstandvoorzieningen op land tijdens piekmomenten van vogelactiviteit. Op momenten dat er 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 vergunning al voorgeschreven, echter 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 stilstandvoorziening 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.

De beste methode om het aantal aanvaringslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen tot 1-2 rpm gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn. Het is aangetoond dat deze stilstandvoorziening 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.

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.”

Uit een evaluatie door Boonman (2018) bleek dat deze stilstandvoorziening niet erg efficiënt 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 in onderstaande tabel weergegeven (uit Boonman 2018). Deze stilstandvoorziening verlaagt de kans op slachtoffers zonder dat dit tot extra energieverlies zal leiden ten opzichte van de “oude” stilstandvoorziening.

Tabel 3.1 Optimale stilstandvoorziening. Voor iedere combinatie van temperatuur (linker zijde vertikaal) en windrichting (bovenzijde horizontaal) staat de startwindsnelheid weergegeven.

	N	NNO	NOO	O	ZOO	ZZO	Z	ZZW	ZWW	W	NWW	NNW
<11	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
11-15	3.5	4.5	5.5	6	5.5	5.5	3.5	3.5	3.5	3	3	3
15-17	3.5	4.5	5.5	6	5.5	5.5	4.0	3.5	3.5	3	3	3
17-19	3.5	4.5	5.5	6	5.5	5.5	4.0	3.5	3.5	3	3	3
>19	3.5	4.5	5.5	6	5.5	5.5	4.0	3.5	3.5	3	3	3

In aanvulling hierop geldt het volgende:

- Verschuiven van de tijd van het jaar naar **25 augustus tot 10 oktober**.
- Verlagen draaisnelheid (< 1-2 rpm) bij vrijloop gedurende de gehele nacht.
- Het verhogen van de startwindsnelheid naar de waarden in bovenstaande tabel in de genoemde tijd van het jaar tussen een uur na zonsondergang tot twee uur voor zonsopkomst.
- Aansturing van de stilstandvoorziening op basis van de meting vanuit de gondel gedurende de laatste 20 minuten.

De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens lage windsnelheden (< 6 m/s) gemeten. Om aanvaringen van trekkende vleermuizen met windturbines te verminderen is het verhogen van de startwindsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotorbladen van een turbine beginnen te draaien) de beste mitigatietechniek. Gedurende vrijloop kunnen de rotoren nog altijd snel draaien. Door de hoek van de bladen te veranderen ('pitching') kan de snelheid beïnvloed worden die de bladen tijdens vrijloop hebben. Samenvattend komt de mitigatie erop neer dat bladen beneden een bepaalde windsnelheid niet sneller mogen draaien dan 1-2 rpm. Het is aangetoond dat deze veranderingen de vleermuissterfte met 44 - 93% kunnen verminderen (Baerwald *et al.* 2008).

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 turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Van grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen (lokale vogels (broedend en niet-broedend) en 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") biedt 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, ruimschoots van te voren voorspelde momenten (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer) stilgezet kunnen worden.

Verder zijn er nog diverse maatregelen mogelijk om de detectiekans te vergroten, echter deze zijn vogelsoort-specifiek 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, echter de frequentie en intensiteit moet 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.

5.3 Verwijderingsfase

5.3.1 Vogels en vleermuizen

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 ook 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 §5.2).

5.3.2 Onderwaterleven

Op de windturbinezuilen en bestortingen zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap ontwikkelen die uit een hoog aantal en dichtheid benthos- en vissoorten bestaat. Deze gemeenschap gaat verloren indien de windturbinezuilen en bestortingen worden verwijderd.

Voor het verwijderen van de windturbinezuilen 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 de het substraat. De afbraak en integratie van het materiaal zal geleidelijk gaan waardoor de aanwezige gemeenschap zich kan aanpassen of kan herstellen (bijv. meegroeiende schelpdierbanken).

6 Cumulatieve effecten

De effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west), die worden beschreven in hoofdstuk 4, 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 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 & 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 heel aantal van bovenstaande activiteiten zijn niet MER-plichtig en effecten zijn niet eerder gekwantificeerd. Echter van een heel aantal activiteiten is van tevoren 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 natuurlijk voor de bestaande, vergunde en geplande windparken. Daarnaast zorgen enkele activiteiten voor verstoring van vogels, echter 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 de Routekaart Windenergie op Zee 2030 heeft de Nederlandse overheid bepaald dat in 2030 de totale capaciteit van Nederlandse offshore windparken circa 11,5 gigawatt (GW) moet zijn. Rekening houdend met de al bestaande windparken (circa 1 GW) en de te realiseren windparken tot en met 2023 uit het zogeheten Energieakkoord (circa 3,5 GW), betekent dit dat er tussen 2024 en 2030 windparken moeten bijkomen met een totaal vermogen van circa 7 GW. Daarnaast zijn er ook in de omringende landen uitgebreide en vergevorderde plannen voor de installatie van vele windparken op zee. Al deze parken hebben effecten op (zee)vogels en vleermuizen in de zuidelijke Noordzee.

In het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015), waaronder KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van

windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van de kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (west). 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 Kader Ecologie en Cumulatie 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, echter 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. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten zoals duikers, futen en zee-eenden. 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). Dit zal echter voor een windpark als Hollandse Kust (west) op meer dan 50 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).

Ook in het MER voor windenergiegebied Hollandse Kust (west) moet worden gekeken naar de effecten van dit initiatief in cumulatie met andere initiatieven en plannen in de zuidelijke Noordzee. Dit komt sterk overeen met het werk in het Kader Ecologie en Cumulatie van Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015), waarin de gecumuleerde effecten zijn beschreven van ongeveer 106 initiatieven die in de internationale zuidelijke Noordzee (NCP plus België, Duitsland, Denemarken en het Verenigd Koninkrijk) aanwezig of gepland zijn tot 2023. Net zoals in voorliggend document, zijn als input data voor deze berekeningen over aantallen aanvaringssslachtoffers *gemodelleerde* dichtheidsgegevens op basis van ESAS-tellingen vanaf schepen en vliegtuigen en het MWTL-programma vanuit vliegtuigen gebruikt. Daarnaast zijn recentelijke actualisaties uitgevoerd voor enkele soorten waarvoor de grootste cumulatieve effecten verwacht werden (KEC 3.0; Gyimesi *et al.* 2018b, Van der Wal *et al.* 2018). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook geplande windparken tot en met 2030 meegenomen. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtofferaantallen gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten. Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) als basis. Ten opzichte van Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) is in voorliggend document een realistischer scenario berekend voor buitenlandse windparken, en zijn de input parameters van de

kavels van Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord) geüpdatet naar de laatste inzichten (cf. Gyimesi & Fijn 2015b, Gyimesi *et al.* 2017c, 2018c).

Deze effecten worden vervolgens afgewogen met de Potential Biological Removal (PBR) van een bepaalde soort. Dit is een methode waarmee een inschatting gemaakt kan worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden. Deze methode is door Wade (1998) ontwikkeld en toegepast voor populaties van zeezoogdieren (*Cetaceans* en *Pinnipeds*) en is later overgenomen voor vogelpopulaties (Milner-Gulland & Akçakaya 2001; Dillingham & Fletcher 2008; Richard & Abraham 2013). De methode is inmiddels ook al verschillende malen gebruikt om een inschatting te maken van het potentiële effect op vogelpopulaties van additionele sterfte als gevolg van aanvaringen met windturbines (Watts 2010; Poot *et al.* 2011b; Sugimoto & Matsuda 2011; Bellebaum *et al.* 2013). Recent is het gebruik van de PBR voor de beoordeling van additionele sterfte in windparken op zee bekritiseerd door O'Brien *et al.* (2017). Zij raden het gebruik van Leslie matrix modellen aan, in plaats van de PBR. Er zijn echter momenteel onvoldoende demografische gegevens beschikbaar van de betrokken populaties van de kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw om in dit geval Leslie matrix modellen te gebruiken. Wij zijn van mening dat wanneer de PBR wordt berekend op basis van worst case parameterwaarden, resulterend in een lage PBR, deze grenswaarde goed bruikbaar is om de mogelijke effecten van de exploitatie van windparken op zee te duiden. Daarbij is het ook van belang dat de voorspelde sterfte ruim onder de PBR moet blijven om voldoende 'ruimte' te behouden voor andere door mensen veroorzaakte additionele sterfte van vogels uit de betrokken populatie.

De PBR wordt berekend volgens de formule (Wade 1998):

$$PBR = 0,5 * R_{max} * N_{min} * rf \quad (1)$$

Waarin R_{max} de maximale jaarlijkse reproductie (aantal jongen per paar per jaar) representeert, N_{min} een conservatieve schatting van de populatiegrootte en rf een *recovery factor* tussen 0,1 en 1,0 (Wade 1998; Dillingham & Fletcher 2008). R_{max} en de maximale jaarlijkse groeisnelheid van de populatie (λ_{max}) zijn gerelateerd volgens:

$$R_{max} = \lambda_{max} - 1 \quad (2)$$

Wanneer voldoende demografische informatie voorhanden is kan λ_{max} geschat worden met behulp van matrixmodellen. Wanneer weinig demografische informatie beschikbaar is kan een schatting van λ_{max} gemaakt worden met behulp van de *demographic invariant method* (DIM), ontwikkeld door Niel & Lebreton (2005). Hiervoor is alleen de overleving van volwassen vogels (s) en de leeftijd waarop de vogels voor het eerst broeden (α) nodig. Een schatting van λ_{max} kan dan verkregen worden door de volgende formule in te vullen:

$$\lambda_{max} \approx \frac{(s\alpha - s + \alpha + 1) + \sqrt{((s - s\alpha - \alpha - 1)^2 - 4s\alpha^2)}}{2\alpha} \quad (3)$$

Een *worst case* schatting van de PBR wordt verkregen door een hoge sterfte van volwassen vogels (s) en ook een hoge leeftijd waarop vogels voor het eerst broeden (α) aan te nemen. Dit kan door middel van de bovengrens te nemen van de overleving van adulte vogels en van de leeftijd waarop de vogels voor het eerst broeden gehanteerd. Verder suggereerde Wade (1998) om voor N_{\min} de ondergrens van een 60% betrouwbaarheidsinterval te hanteren. Voor vogels zijn echter zelden populatieschattingen beschikbaar, waarvan tevens de variatie bekend is (Watts 2010). In dit geval hebben we dan ook de ondergrens van de beschikbare populatieschattingen voor de KEC studies (Rijkswaterstaat 2015, 2019) gehanteerd.

De *management factor* rf wordt gebruikt om onderscheid te kunnen maken in de 'hersteltijd' voor populaties die onder druk staan (van bedreigde soorten) en voor populaties die stabiel zijn, of die een sterke groei kennen (van niet bedreigde soorten). Voor bedreigde soorten en/of voor populaties die (sterk) afnemen wordt over het algemeen $rf = 0,1$ gehanteerd, zodat met zekerheid een conservatieve PBR wordt berekend (Wade 1998). Voor niet bedreigde soorten met stabiele of zelfs groeiende populaties wordt over het algemeen $rf = 0,5$ gebruikt (bv. Wade 1998; Poot *et al.* 2010). Alleen wanneer zeker is dat geen fouten zijn gemaakt in R_{\max} of N_{\min} en wanneer de populatie zonder twijfel stabiel is of groeit, kan ervoor gekozen worden om $rf = 1,0$ toe te passen. In dit geval is voor de kleine mantelmeeuw $rf = 0,5$ toegepast.

In dit achtergrondrapport worden zowel de cumulatieve slachtoffers in de zuidelijke Noordzee afgezet tegen de PBR van de populatie van de zuidelijke Noordzee, als de cumulatieve slachtoffers in de Nederlandse Noordzee afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populatie. Voor alle soorten zijn de meest actuele PBR schattingen gebruikt (waar mogelijk cf. Rijkswaterstaat 2019, anders cf. Rijkswaterstaat 2015). In de oorspronkelijke berekeningen van Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) is niet gewerkt met de PBR van de Nederlandse populatie, waardoor deze PBR niet voor alle soorten beschikbaar was uit eerdere studies. In deze gevallen werd de PBR van de Nederlandse populatie gebaseerd op de Nederlandse broedpopulatie of de overwinterende Nederlandse Noordzee populatie.

In dit achtergronddocument is conform de studies in het KEC (Rijkswaterstaat 2015; 2019) gekozen voor de PBR-methodiek. Op de PBR-methodiek zijn recentelijke echter wat kritieken gekomen (O'Brien *et al.* 2017). In de toekomst zou daarom als alternatief voor de PBR-methodiek gebruikt gemaakt kunnen worden van populatiemodellen. Deze modellen zijn recentelijk ontwikkeld voor enkele vogelsoorten om het cumulatieve effect van sterfte door aanvaringen en habitatverlies te kunnen duiden op populatieniveau (Van Kooten *et al.* 2018; Potiek *et al.* 2019). De uitkomst van populatiemodellen kan worden vertaald naar kansverdelingen van een bepaalde populatieafname ten gevolge van windparken, waardoor deze modellen een betrouwbare maatstaf kunnen bieden om cumulatieve effecten van windparken te beoordelen (voor meer details, zie Van Kooten *et al.* 2018 en Potiek *et al.* 2019).

6.1 Vogels

6.1.1 Lokaal verblijvende vogels

In Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) zijn op basis van berekeningen met het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV) cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers bepaald voor alle 106 windparken die aanwezig of gepland zijn voor 2023 in de Zuidelijke Noordzee. In recentelijke actualisaties zijn daarnaast voor enkele soorten ook geplande windparken tot en met 2030 meegenomen in de berekening van het cumulatief aantal aanvaringslachtoffers (Rijkswaterstaat 2019). Tevens is ook de sterfte als gevolg van habitatverlies door de ontwikkeling van de windparken bepaald (10% van de verstoorde (=aanwezige) vogels conform Bradbury *et al.* 2014). Deze twee mortaliteitsbronnen zijn meegenomen in de bepaling van cumulatieve aantallen slachtoffers. In onderstaande tabellen zijn de cumulatieve aantallen slachtoffers gepresenteerd voor vogelsoorten waarvan in Hollandse Kust (west) slachtoffers vallen vanwege aanvaringen met windturbines of habitatverlies (tabel 6.1 en 6.2).

Volgens de laatste berekeningen in het kader van het KEC 3.0 overschrijdt bij alle zeevogelsoorten waarvan slachtoffers in windenergiegebied Hollandse Kust (west) vallen, het cumulatieve aantal slachtoffers in windparken in de zuidelijke Noordzee de 1% mortaliteitsnorm (1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte; Rijkswaterstaat 2019). Hierdoor kan er eventueel sprake zijn van een significant effect. Daarom wordt hier de PBR-norm (Potential Biological Removal) als tweede stap gehanteerd om de effecten op biogeografische populaties (in dit geval die van de zuidelijke Noordzee of van de Nederlandse Noordzee) te beoordelen. De totale cumulatieve aantallen slachtoffers inclusief Kavel VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) worden afgewogen tegen de PBR van een individuele soort. De cumulatieve aantallen zijn in het geval van jan-van-gent, drieteenmeeuw, grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvertmeeuw, alk en zeekoet gebaseerd op de KEC 3.0 studie (Rijkswaterstaat 2019) en voor de overige soorten op de KEC 1.0 studie (Rijkswaterstaat 2015) en de meest recente actualisaties daarvan (Gyimesi & Fijn 2015b, Gyimesi *et al.* 2018c).

Uit Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) blijkt dat, met uitzondering van de grote meeuwen (grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw en zilvertmeeuw), voor alle zeevogelsoorten die regelmatig in de zuidelijke Noordzee voorkomen, de cumulatieve aantallen slachtoffers voor de gehele zuidelijke Noordzee onder de soortspecifieke PBR waarden voor de zuidelijke Noordzee blijven. Een correctie voor realistische windturbinegroottes in de bestaande en geplande windparken liet een aanzienlijke daling in het aantal slachtoffers onder de drie grote meeuwensoorten zien, waarbij alleen het aantal slachtoffers bij de kleine mantelmeeuw boven de PBR-norm bleef liggen (Gyimesi & Fijn 2015b). Uit de recente actualisatie van Rijkswaterstaat (2019), waarin de best beschikbare gegevens over verspreiding, vogeldichtheden, vlieggedrag en turbinespecificaties zijn gebruikt, bleek echter dat ook bij de kleine mantelmeeuw de cumulatieve aantallen slachtoffers voor de gehele zuidelijke Noordzee onder de soortspecifieke PBR-norm voor de zuidelijke Noordzee blijven. Ook in de huidige berekeningen voor Hollandse Kust (west) blijven

voor alle lokaal verblijvende soorten de cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers in de zuidelijke Noordzee ruim onder de PBR-norm (tabel 6.1).

Naast de zuidelijke Noordzee populatie worden in dit achtergronddocument ook de aantallen slachtoffers in de Nederlandse parken (ENECO Luchterduinen, Gemini Oost, Gemini West, Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord)) afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populaties (broed- of overwinteringspopulatie; tabel 6.2). In de KEC 3.0 studie (Rijkswaterstaat 2019) zijn windparken OWEZ en PAWP niet in de berekeningen meegenomen, omdat deze naar verwachting tussen 2023 en 2030 buiten werking worden gesteld. Een aanvullende notitie van het KEC 3.0 (Gyimesi & Leemans 2018) geeft inzicht in welke veranderingen in aantallen aanvaringslachtoffers optreden als de windparken OWEZ en PAWP toch worden meegenomen in de cumulatieve berekeningen. Hieruit blijkt dat ook bij het meenemen van de windparken OWEZ en PAWP de cumulatieve aantallen slachtoffers bij alle soorten veilig onder de PBR-norm blijven.

De keuze voor welke populatieschatting wordt gebruikt, is bepaald door de betrouwbaarheid van de schatting conform de door Poot *et al.* (2013) geïdentificeerde kwaliteitsbeperking van meeuwen aan de kust. Uitsluitend kijkend naar het cumulatieve effect van de Nederlandse parken op de Nederlandse populatie blijven bij de alle soorten het aantal slachtoffers ruim onder de PBR-norm (tabel 6.2). Dit geldt zowel met of zonder de windparken OWEZ en PAWP (Rijkswaterstaat 2019; Gyimesi & Leemans 2018).

Tabel 6.1 Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b, Gyimesi et al. 2018c, Rijkswaterstaat 2019 en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de zuidelijke Noordzee populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Hollandse Kust (west) slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 (tabel 4.2a en b en 4.6a en b) door aanvaringen en habitatverlies zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven) en de fractie van PBR boven de 0,01 ligt.

Soort	Slachtoffers	Cumulatief #	Cumulatief #	PBR	Fractie sterfte t.o.v. PBR
	Kavel VI / Kavel VII Hollandse Kust (west)	slachtoffers door aanvaringen	slachtoffers door habitatverlies		
drieteenmeeuw ²	6 / 9	351	738	2.373	0,46
zilvermeeuw ²	18 / 19	746	50	2.235	0,36
alk ²	7 / 7	29	3.159	11.848	0,27
kleine mantelmeeuw ²	36 / 29	1.999	253	9.481	0,24
grote mantelmeeuw ²	12 / 12	787	103	11.799	0,08
visdief/noordse stern ¹	1 / 2	289	68	4.930	0,07
dwergmeeuw ¹	2 / 2	159	20	3.971	0,05
stormmeeuw ¹	3 / 3	1.046	68	22.534	0,05
zeekoet ²	28 / 27	13	16.140	316.125	0,05
jan-van-gent ²	6 / 5	215	160	22.354	0,02
noordse stormvogel ¹	3 / 2	8	111	5.934	0,02

Cumulatieve aantallen gebaseerd op:

¹ Rijkswaterstaat 2015 en actualisaties daarvan in Gyimesi & Fijn 2015b en Gyimesi et al. 2018c

² Rijkswaterstaat 2019

Tabel 6.2 *Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de Nederlandse Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b, Gyimesi et al. 2018c, Rijkswaterstaat 2019 en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de Nederlandse populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Hollandse Kust (west) slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 (tabel 4.2a en b en 4.6a en b) zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven) en de fractie van PBR boven de 0,01 ligt.*

Soort	Slachtoffers	Cumulatief #	Cumulatief #	NL-PBR	Fractie sterfte t.o.v. NL-PBR
	Kavel VI / Kavel VII Hollandse Kust (west)	slachtoffers door aanvaringen – NL parken	slachtoffers door habitatverlies – NL parken		
zilvermeeuw ²	20 / 18	213	17	432	0,53
kleine mantelmeeuw ²	39 / 31	555	33	2.492	0,24
alk ²	7 / 7	2	110	475	0,24
drieteenmeeuw ²	6 / 9	61	33	581	0,16
stormmeeuw ¹	3 / 3	182	14	1.305	0,15
grote mantelmeeuw ²	12 / 13	170	9	2.290	0,08
dwergmeeuw ¹	2 / 2	56	9	1.269	0,05
zeekoet ²	28 / 27	1	513	13.484	0,04
jan-van-gent ²	7 / 5	34	22	3.364	0,02
noordse stormvogel ¹	3 / 2	0	8	533	0,02
visdief/noordse stern ¹	1 / 2	11	4	1.615	0,01

Cumulatieve aantallen gebaseerd op:

¹ Rijkswaterstaat 2015 en actualisaties daarvan in Gyimesi & Fijn 2015b en Gyimesi et al. 2018c

² Rijkswaterstaat 2019

Conclusie

Het aantal slachtoffers in windenergiegebied Hollandse Kust (west) in cumulatie met andere internationale windparken zal enkele tientallen tot duizenden exemplaren per zeevogelsoort bedragen. In de oorspronkelijke KEC documenten (Rijkswaterstaat 2015) kwam naar voren dat op basis van de worst-case scenario met 3 MW-turbines, als gevolg van aanvaringen met en habitatverlies door alle (toekomstige) windparken in de zuidelijke Noordzee in cumulatie met scheepvaart, de cumulatieve sterfte bij de meeste zeevogels (uitgezonderd de alk en zeekoet) niet onder 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte blijft en bij kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen en grote mantelmeeuwen ook niet binnen de PBR blijft. Daarmee kon nog niet met zekerheid worden gezegd dat de gecumuleerde effecten niet zullen leiden tot het uitsterven van deze soorten in de Zuidelijke Noordzee. Als er echter in de berekeningen gebruik wordt gemaakt van de meest actuele gegevens over verspreiding, vogeldichtheden, vlieggedrag en windturbinespecificaties voor de bestaande en geplande windparken in de zuidelijke Noordzee, blijven voor alle lokaal verblijvende soorten de cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers in de zuidelijke Noordzee ruim onder de PBR-norm (Rijkswaterstaat 2019). Toetsen we de aantallen slachtoffers als gevolg van Nederlandse parken aan de Nederlandse PBR-norm, dan geldt ook dat de gecumuleerde aantallen slachtoffers ruim onder de PBR-norm blijven. Op basis van dit gegeven kan met zekerheid worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoeg zijn om de additionele sterfte in de windparken die tot 2030 gepland staan, op te vangen en dat de gunstige staat van instandhouding van zeevogelsoorten niet in het geding komt.

6.1.2 Broedende kolonievogels

Hollandse Kust (west) ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies, alleen broedende noordse stormvogels (niet uit Nederlandse broedgebieden), kleine mantelmeeuwen en zilvermeeuwen kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken. Van broedkolonies in Natura 2000-gebieden, ligt alleen de kleine mantelmeeuwkolonie in Duinen en Lage Land Texel ligt binnen bereik van het windenergiegebied. Voor de kleine mantelmeeuwen uit het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel speelt cumulatie van windenergiegebied Hollandse Kust (noord) en Hollandse Kust (west) een rol, omdat deze twee gebieden binnen de maximale foerageerafstand van de kolonievogels liggen. Daarom moeten de verwachte slachtofferaantallen in deze windenergiegebieden worden meegenomen.

De maximale aantallen slachtoffers in Hollandse Kust (west) onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel betreffen in Kavel VI 4 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 3 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2, en in Kavel VII 3 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 2 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2. In Hollandse Kust (noord) betreft het maximale aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel 55 per jaar (Gyimesi *et al.* 2018c). Daarmee betreft het cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel die vallen in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) en Hollandse Kust (west) 1,9% van de natuurlijk mortaliteit bij Alternatief 1 en 1,8% van de natuurlijk mortaliteit bij Alternatief 2.

De populatie in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel ligt boven het instandhoudingsdoel, waardoor een additionele mortaliteit boven de 1%-mortaliteitsnorm niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de daar broedende populatie. Dit is ook geïllustreerd door Lensink & van Horssen (2012) in een populatiemodel voor de kleine mantelmeeuw, waarmee het effect van additionele sterfte ten gevolge van aanvaringen met windturbines op zee op de Nederlandse (broed)populatie(s) van de kleine mantelmeeuw is onderzocht. De uitkomsten uit dit model laten zien dat een jaarlijkse additionele sterfte, die aanzienlijk hoger ligt dan de 1%-mortaliteitsnorm, tot slechts een zeer beperkte afname in de populatiegrootte leidt en niet tot een blijvend dalende trend. Voor de kleine mantelmeeuw lijkt een aandeel floaters in de populatie van 40% realistisch (Lensink & van Horssen 2012). Dit betekent dat bij een additionele sterfte die ruim 10% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte bedraagt, de broedpopulatie van de kleine mantelmeeuwen stabiliseert op een niveau dat minder dan 3% lager ligt dan het uitgangsniveau. Op basis hiervan concluderen we dat significante negatieve effecten op de broedpopulatie kleine mantelmeeuwen uit het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, met inbegrip van cumulatieve effecten, met zekerheid uit te sluiten zijn.

6.1.3 Vogels tijdens seizoenstrek

Naast (trekkende) zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west)

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, zie Bijlage IV) bepaald dat voor een aantal soorten de cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers boven de 1% mortaliteitsnorm uitkomen maar voor alle soorten onder de PBR van de internationale populatie blijven. Deze slachtoffers worden allemaal ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor 8 soorten is de voorspelde mortaliteit hoger dan 5% van de PBR (tabel 6.3). Met name in het geval van kleine zwaan is een dergelijke sterfte substantieel aangezien dit een soort is met een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Een dergelijke additionele sterfte bovenop eventuele sterfte en habitatverlies in gebieden op land als gevolg van windparken maar ook andere bronnen van sterfte, kan potentieel de gunstige staat van instandhouding van deze soort in gevaar brengen. Echter zijn recentelijk voor de kleine zwaan nieuwe berekeningen gedaan op basis van in Engeland gezenderde vogels die de Noordzee overstaken tijdens hun trektocht (Gyimesi *et al.* 2017b). Uit deze analyse blijkt dat minder kleine zwanen op rotorhoogte vliegen (vooral boven de zee) en daardoor is hun kans op aanvaring lager dan voorheen aangenomen. Daarnaast konden met de GPS-logger gegevens windpark-specifieke fluxen vastgesteld worden. Op basis van deze nieuwe inzichten zouden de cumulatieve slachtofferaantallen ook lager uitkomen, op 6 aanvaringslachtoffers, wat een fractie van 0,8 van de PBR betekent (Gyimesi *et al.* 2018b, Rijkswaterstaat 2019).

In het geval van zwarte stern en bergeend zijn de recentelijk in het KEC 3.0 geschatte slachtofferaantallen door aanvaringen (Rijkswaterstaat 2019) fors toegenomen ten opzichte van de KEC 1.0 berekeningen (Rijkswaterstaat 2015). Hierdoor is het aantal slachtoffers onder de zwarte stern bijna op het niveau van de PBR (0,98). Bij de wulp leidde de nieuwe berekeningen in KEC 3.0 juist tot minder aanvaringslachtoffers dan in de oorspronkelijke KEC vanwege een afnemende populatie, resulterend in een fractie van 0,64 van de PBR-norm. Voor deze drie soorten zijn geen vlieghoogteprofielen beschikbaar, waardoor in het Band-model vogels gelijkmatig over de luchtkolom worden verdeeld. Bij een toename van het rotoroppervlakte bij grotere turbines resulteert dit in een hogere flux op rotorhoogte, met hogere aantallen slachtoffers als gevolg. Ook ontbreekt bij deze soorten kennis over offshore trekroutes. Nieuwe inzichten in deze kennisleemtes kunnen tot een verbetering in de berekende slachtofferaantallen leiden. Desalniettemin hebben recente populatiemodellen opgesteld in het kader van het Wozep onderzoeksprogramma uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatieve geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek *et al.* 2019).

In tegenstelling tot lokaal verblijvende zeevogels (zie §6.1.1) wordt hier geen Nederlandse PBR voor trekvogels berekend omdat 'de Nederlandse populatie' van

trekvoegesoorten niet te bepalen is. De meeste slachtoffers onder trekvogels (zoals de soorten uit tabel 6.3) 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 trekvoegesoorten vandaan komen). Daarom is ook besloten om te toetsen aan de flyway populatie en daarvoor een PBR te berekenen.

Een uitzondering vormen de trekvoegesoorten die Nederland als uiteindelijk overwinteringsgebied gebruiken, met een bekend aantal vogels van de flyway populatie. Van de soorten in tabel 6.3 is dit alleen de kleine zwaan. De flyway populatie die in Noordwest-Europa overwintert bedraagt ongeveer 10.000 vogels (cf. Rijkswaterstaat 2019). De afnemende populatie hangt grotendeels samen met tegenvallende broedresultaten (Wood *et al.* 2016). Bovendien overwinteren als gevolg van klimaatverandering steeds meer kleine zwanen dichterbij de broedgebieden, en dus ten oosten van Nederland (Nuijten *et al.* 2018a, b). De kleinste Nederlandse populatie kan als worst-case scenario voor het aantal aanvaringslachtoffers ten opzichte van een Nederlandse PBR beschouwd worden. De PBR voor deze populatie komt uit op 73 vogels (Rijkswaterstaat 2019). In de Nederlandse windparken op zee zullen jaarlijks 6 kleine zwanen als slachtoffer vallen door aanvaring met een turbine (Gyimesi *et al.* 2017b). Dit is 8% van de PBR zoals berekend voor de in Nederland overwinterende kleine zwanen.

Tabel 6.3 Cumulatief aantal slachtoffers als gevolg van aanvaringen, berekend met het extended Band model, ten opzichte van de 1% mortaliteitsnorm en als fractie van PBR, voor de trekvoegesoorten waarvan de fractie van PBR boven de 0,05 ligt. ¹⁾ waardes van deze soorten zijn afkomstig van het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019), en ²⁾ waardes van deze soorten zijn afkomstig van het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) geactualiseerd in Gyimesi&Fijn (2015c), met de toevoeging van slachtofferaantallen in HKW.

Soort	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	Fractie van PBR
zwarte stern ¹	38	0,98
wulp ¹	496	0,64
drieteenstrandloper ²	363	0,20
spreeuw ²	16.541	0,12
kanoet ²	628	0,10
bergeend ¹	367	0,10
kleine zwaan ¹	6	0,08
rosse grutto ²	417	0,06

Conclusie

Jaarlijks zullen enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (Rijkswaterstaat 2015, Gyimesi & Fijn 2015a, Rijkswaterstaat 2019). Het is aannemelijk dat de cumulatieve sterfte onder trekvogels als gevolg van aanvaringen met alle (toekomstige) windturbines in de zuidelijke Noordzee voor alle soorten binnen PBR blijft. Op basis van deze uitkomsten

en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de gunstige staat van instandhouding van trekvogelsoorten niet in het geding komt.

6.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, echter de aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun 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, echter een vergroting van de monitoringsinspanning is noodzakelijk om kwantitatieve uitspraken te doen over effecten. Op basis van enkele aannames zullen de effecten het kleinst zijn op de rosse vleermuis. 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) is voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gemaakt in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de PBR van populaties van deze soorten zullen overschrijden. 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 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. De cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen (7.700 volgens Rijkswaterstaat 2015) zouden daarmee ver boven de PBR liggen, terwijl die van rosse vleermuis (200 zie Rijkswaterstaat 2015) hieronder liggen. Echter de belangrijkste conclusie van Rijkswaterstaat (2015) is dat door een gebrek aan data voor beide soorten belangrijke negatieve effecten op de staat van instandhouding niet zijn uit te sluiten.

Het is niet mogelijk om in het geval van vleermuizen de Nederlandse PBR te gebruiken conform de aanpak bij vogels. We hebben wel een schatting van het aantal ruige dwergvleermuizen dat over de zuidelijke Noordzee vliegt (40 duizend, Limpens *et al.* 2017). Voor de rosse vleermuis is deze schatting niet beschikbaar en is het toetsen van slachtoffers aan de Nederlandse populatie onverstandig. De Nederlandse populatie overwintert grotendeels in Nederland. De trek die bij Nederlandse dieren is vastgesteld vond in zuidelijke (of ZW) richting plaats. Trek naar Engeland is nog nooit vastgesteld.

Conclusie

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015). Gebaseerd op de huidige kennis, en dan vooral het ontbreken van goede informatie over het voorkomen van vleermuislachtoffers 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 gunstige staat van instandhouding van sommige vleermuispopulaties zullen optreden. Door toepassing van een stilstandvoorziening (paragraaf 5.2) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd (Boonman *et al.* 2018). Hier is bij de hierboven genoemde PBR berekeningen (Rijkswaterstaat 2015) geen rekening mee gehouden.

6.3 Vissen en benthos

Algemeen

De effecten op benthos en vissen zijn over algemeen zodanig klein dat er weinig verschil is in overall effecten van de verschillende alternatieven en/of windparken. 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 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.

De komst van windturbines zal waarschijnlijk in een positief effect op de *biodiversiteit* van de benthos- en visgemeenschap resulteren omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht.

Een belangrijke opmerking bij deze conclusie is het feit dat er weinig praktijkstudies zijn die mogelijke effecten gekwantificeerd hebben. Uitgaande van de vis- en benthosmonitoringen van OWEZ en referentiegebieden lijkt de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar op de benthos- en visgemeenschap (Bergman *et al.* 2012; Hal *et al.* 2012), vergelijkbaar met de aanleg van het PAWP (Lock *et al.* 2014, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Cumulatieve effecten ten gevolge van meerdere windparken en/of een hoger aantal turbines zullen hierin niet wezenlijk van verschillen.

Indien er onverhoopt andere soorten worden aangetroffen in een plangebied dan die in de huidige studie zijn beschouwd, bijv. soorten met een meer kritische verspreiding, ecologie of leefwijze, kunnen (cumulatieve) effecten wel een rol gaan spelen. Mogelijk zou dit bijvoorbeeld in het geval van de zandspiering kunnen optreden, die rondom bestaande windparken in grote aantallen aanwezig kan zijn (Leewis & Klink 2017). De aanwezigheid van erosiebescherming (direct) en sedimentatie en erosie van de zandbodem (bv. ACRB 2013) kunnen (op termijn) veranderingen in stroming, stratificatie, voorkomen van zoöplankton beïnvloeden, en zo die van zandspiering ook, dat vervolgens weer doorwerking kan hebben op prioritaire soorten als de bruinvis en zeehonden. Mogelijk wordt dit gecompenseerd door de toename aan biomassa op en rond het harde substraat. Dergelijke effecten moeten in toekomstig onderzoek bevestigd worden.

Faciliteren vestiging exoten

Een uitzondering vormt de mogelijke effecten van de komst van windturbines op zee op de vestiging van exoten. Naarmate er meer (of grotere) windparken op zee komen, zal dit resulteren in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinezuilen, beschermende bestortingen en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie faciliteren/versnellen van dit deel van de Noordzee door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten. 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). In hoeverre dit daadwerkelijk optreedt in windparken is tot op heden nooit onderzocht. Binnen het Wozep onderzoeksprogramma wordt mogelijk gestart met een bemonstering van hard substraat benthos (pers. med. M. de Jong), die naar verwachting antwoorden gaat bieden op nog openstaande vragen.

7 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(6): 1318-1323.
- 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., 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.
- 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: R695-696.
- Band, W., 2000. Windfarm and birds: calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Scottish natural heritage Guidance Note.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.
- 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.
- 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-Revue Canadienne De Zoologie* 85(3): 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/national_nathusius_pipistrelle_project.html .
- Bat Conservation Trust, 2010. *Nathusius pipistrelle Pipistrellus nathusii*.
- 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.
- 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 = Report RIKZ, 2001.024. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ): Middelburg. ISBN 90-369-3495-8. 54 pp.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2002. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van Alk/Zeekoet op het Nederlands Continentaal Plaat. Rapport RIKZ = Report RIKZ, 2002.039. Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg. 37 pp.

- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. Rapport RIKZ = Report RIKZ, 2003(8). Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg. 21 pp.
- 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.
- Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic fields on marine organisms, in Offshore Wind Energy. Springer. :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. 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. Huijter, 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.
- 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. Bureau Waardenburg Rapportnr. 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.18174/401117>
- 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.
- 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. doi:10.1371/journal.pone.0106366
- 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, 38 p.
- 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. 201 pp.
- 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.
- 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)le : 81-230.
- 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. and 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. & 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., 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 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.
- 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(2), pp 352-360.
- 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.
- 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. 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.
- Coates, Delphine A.; Kapasakali, Danae-Athena; Vincx, Magda; Vanaverbeke, Jan 2016. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. In *Fisheries Research* 179, pp. 131–138. DOI: 10.1016/j.fishres.2016.02.019.
- 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.
- 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.
- 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).
- 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(4): 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.
- 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, 11,837–11,846. <https://doi.org/10.1029/2018GL079858>.
- 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. 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.
- de Haan, D., Burggraaf, D., Ybema, S., and HilleRisLambers, R., 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.
- de Jong, M.F., Baptist, M.J., Lindeboom H.J. and Hoekstra, P., 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(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.
- 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
- 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. 287 pp.
- 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.
- 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.

- Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill 2011. Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noord-west Afrika. Originele titel: Handbuch der Fledermause Europas und Nordwestafrikas. 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.
- 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.
- 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.
- Dunnet, G.M. & J.C. Ollason, 1982. The feeding dispersal of fulmars *Fulmarus glacialis* in the breeding season. *Ibis* 124:359-361.
- 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.
- 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. doi: 10.1016/j.dsr2.2013.04.011
- 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).
- 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.
- 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, pp.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: online access. doi: 10.1080/00063657.2014.950942

- 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. Rapportnr. 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. Rapportnr. 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. Bureau Waardenburg Rapportnr. 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. Bureau Waardenburg Rapportnr. 17-197 . Bureau Waardenburg & Delta Project Management, Culemborg.
- Fijn, R.C., 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. Sluifster, K.D. van Straalen, P.A. Wolf 2018. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2017-2018. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 18.28. Bureau Waardenburg Rapportnr. 18-319. Bureau Waardenburg & Delta Project Management, 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.
- 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. Glasgow, MacArthur Green.
- 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., 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.
- 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.

- 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. Culemborg, Bureau Waardenburg.
- 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. en G. Nehls, 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestutzter Radaruntersuchungen, *Vogelkd. 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. Culemborg, Bureau Waardenburg.
- 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. Rapportnr. 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., E.L. Bravo Rebolledo, J.C. Kleyheeg-Hartman, J.W. de Jong, M. Teunis, K. Didderen, 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. Culemborg, Bureau Waardenburg.
- Haan, D. de, 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.

- 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
- 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. Hennicke & 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. and Camphuysen, C.J. (Eds). *Top Predators in Marine Systems*. Cambridge University Press.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, S. Garthe, J. Hennicke, 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. Hennicke, 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. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01549.x
- Hawkins, A. (2005). Assessing the impact of pile driving upon fish. *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. p. 22
- Heinänen, S. & H. Skov, 2018. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological Monitoring of Seabirds T3 (Final) Report. ENECO.
- Herbert-Read J.E., L. Kremer, R. Brintjes, 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>
- 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.
- 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.
- 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.
- 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. Institute of Estuarine & Coastal Studies (IECS) The University of Hull. Reference No: ZBB607.2-F-2004.
- 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>

- Jaspers Fajjer, 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. doi: 10.1111/1365-2664.12191
- 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.
- 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.
- 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.
- Kerbiriou, 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.) (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. 287 pp.
- 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, pp.53-61.
- 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.
- Lagerveld S., B. Jonge Poerink, & H. Verdaat 2014a. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.

- Lagerveld S., B. Jonge Poerink, R. Haselager & H. Verdaat 2014b. Bats in Dutch offshore wind farms in autumn 2012. *Lutra* 57 (2): 61-69.
- 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., D. Gerla, J.T. van der Wal, P. de Vries, R. Brabant, E.W.M. Stienen, K. Deneudt, J. Manshanden & M. Scholl 2017. Spatial and temporal occurrence of bats in the southern North Sea area. Research Gate publication 322663012. Wageningen university & research report C090/17.
- Lagerveld, S., Janssen, R., Manshanden, J., Haarsma, A-J., de Vries, S., Brabant R., & Scholl, M. 2017. Telemetry for migratory bats – a feasibility study; Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report C011/17.
- Lagerveld, S., H.J.G.A. Limpens, M.J. Schillemans & M. Scholl 2017b. Bat 1: Estimate of bat populations at the southern North Sea. Supporting note to ZDV report no. 2016.031 Migrating bats at the southern North Sea. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report no. C014.17/Dutch Mammal Society report no. 2017.08. 14 pp.
- Lagerveld, S., G. Kooistra, G. Otten, L. Meesters, J. Manshanden, D. de Haan, D. Gerla, H. Verhoef & M. Scholl, 2017c. Bat flight analysis around wind turbines – a feasibility study; Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report C026/17. 40 p.
- Langston, R.H.W. & S. Boggio, 2011. 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>.
- 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.
- 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. 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
- 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.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., 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. Aughtney, 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. 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. 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 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.
- 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.
- Marquenie, J., van der Laar, F., Poot, H. 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., and 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. *Mar Pollut Bull* 60(7): 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.
- 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.
- 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 alpaha 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.
- 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. and A.D. Poyser, London.
- 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.

- 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(7), pp.836-842.
- Nelson, J.B. 1978. The gannet. T & AD Poyser, Berkhamsted, Herts.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortenteksten dwergmeeuw, dwergstern, grote jager en zilverbreeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- 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. Abstracts 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., Sigra, 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.
- 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(2008), p.50.
- OSPAR Commission, 2013. Background Document for *Sabellaria spinulosa* reefs. Publication number 614/2013, pp.1-24.
- 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 eHorns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.
- Petersen 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. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02181.x.

- 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., C. Heunks, H.A.M. Prinsen, P.W. van Horssen & T.J. Boudewijn, 2006. Zeevogels in de Voordelta in 2004/2005 en 2005/2006. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam - MEP MV2, Perceel 4: Vogels. Rapport 06-244. Bureau Waardenburg bv, 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. Pruijscher, 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. 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.
- 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(1), pp.470-488. <https://doi.org/10.1121/1.5021594>.
- Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of fish biology* 2019, 1-22. DOI: 10.1111/jfb.13948
- 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.
- Prinsen, H.A.M., J.C. Hartman, D. Beuker & L.S.A. Anema, 2013. Vliegbevingen van meeuwen en sterns bij twee windparken op de Eerste Maasvlakte. Veldonderzoek naar flux, vlieghoogtes en aanvaringslactoffers, 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.
- 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.
- 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., Revill, 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.
- 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(9): 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. *Conserv. Biol.* 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. Rehfisch & A. Johnston, 2016. Modelling flight heights of Lesser Black-backed Gulls and Great Skuas from GPS: a Bayesian approach. *Journal of Applied Ecology* 53(6): 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. 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(1): 139-147.
- Scharringa, C.J.G., W. Ruitenbeek & P.J. Zomerdiijk, 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. *Ecol. Appl.* 21: 1851–1860.
- 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.
- Seiche, K. 2008. Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Sierra-Flores, R., Attack, T., Migaud, H. and Davie, A., 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural engineering*, 67, pp.67-76.
- Skov, H., S. Heinänen & M. Lazcny, 2015a. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds TConst report. ENECO
- Skov, H., S. Heinänen, L. Nyborg & M. Lazcny, 2015b. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T0 report. ENECO
- Skov, H., S. Heinänen, L., M. Lazcny & M. Chudzinska, 2016. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T1 report. ENECO.
- 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 o_shore windfarm structures on pelagic primary production in the southern North Sea. arXiv preprint arXiv:1709.02386
- Sluiter J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). *Arch. Neerlandaises de Zoologie* 16: 423-439.
- SNH 2010. Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model.
- 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.
- 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.
- 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, pp.380-391.
- 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.
- 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., Rehfisch, 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 No. 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. Rehfisch & 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. DOI: 10.3354/meps12415)
- 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 Horssen, 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.
- van den Berg, A.B. & C.A.W. Bosman 2001. Zeldzame vogels van Nederland. Avifauna van Nederland 1. Dutch Birding Association.
- 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 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).
- van der Hut, R.G.M., M. Kersten, F. Hoekema & A. Brenninkmeijer 2007. Kustvogels in het Wadden- en Deltagebied. Verspreidingskaarten van kustvogels voor het

- calamiteitensysteem CALAMARIS. A&W-rapport 907. Bureau Altenburg & Wymenga, Veenwouden.
- 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(12), p.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, pp 85-94.
- 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 wind parken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030 (No. C059/18). Wageningen Marine Research.
- 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 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.
- 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 Eerden, M.R. & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJseelmeer, the Netherlands: a recent and succesfull adaptation to a turbid environment. Ardea 83: 199-212.
- 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.
- 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.
- 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.
- van Moorsel, G.W.N.M., 2003. Ecologie van de Klaverbank, Biota Survey 2002. Ecosub, Doorn, 154p.
- 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(1), pp.19-35.
- 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 van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.755887). INBO, 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* doi: 10.1007/s10750-014-2088-x
- Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niemann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153: 80–86.
- Voslamber, B., 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. *Flevobericht* 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): 1-37.
- Wakefield, Ewan D., Bodey, Thomas W., Bearhop, Stuart, Blackburn, Jez, Colhoun, Kendrew, Davies, Rachel, Dwyer, Ross G., Green, Jonathan A., Gremillet, David, Jackson, Andrew L., Jessopp, Mark J., Kane, Adam, Langston, Rowena H.W., Lescroel, Amélie, Murray, Stuart, Le Nuz, Mélanie, Patrick, Samantha C., Peron, Clara, Soanes, Louise M., Wanless, Sarah, Votier, Stephen C., Hamer, Keith C.. 2013 Space partitioning without territoriality in gannets. *Science*, 341 (6141). 68-70. 10.1126/science.1236077
- 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. and 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, & 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 Keecken 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 zand winning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10. NIOZ, Texel.
- 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. DOI: 10.1109/61.156984

Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving

I.1 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) worden gebracht. Deze wet vervangt de Flora- en faunawet, de Natuurbeschermingswet 1998 en de Boswet. 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.

I.2 Kader 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'.

I.2.1 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.²

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.

I.2.2 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 beschermd³.

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.

² Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Publicatie Steunpunt Natura 2000, versie 27 mei 2010.

³ Zie de Aangepaste lijst jaarrond beschermde vogelnesten ontheffing Flora- en faunawet ruimtelijke ingrepen, ministerie van LNV, augustus 2009.

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 '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.

I.3 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.

I.4 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.

I.5 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 Bkwm

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 Grondwaterriichtlijn 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:

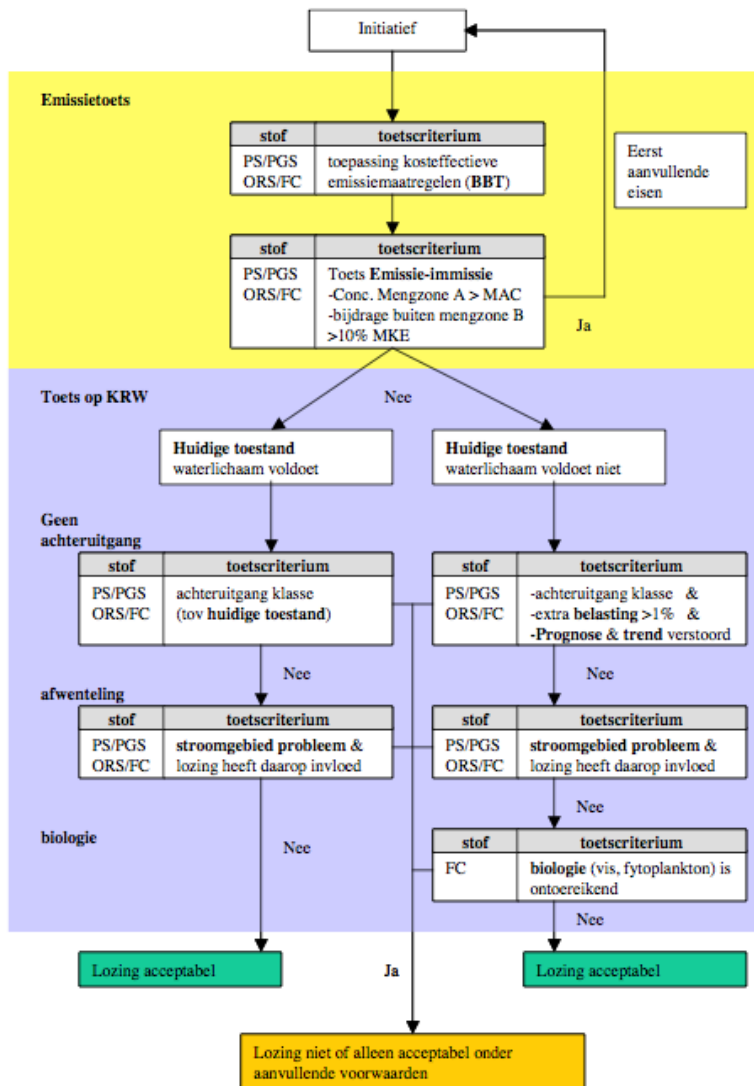
1. De locatie van de ingreep.
2. Het voorkomen van de ingreep op lijsten van ingrepen zonder significante negatieve effecten op de ecologische kwaliteit.
3. Effecten op een geplande of reeds uitgevoerde KRW-maatregel. Dit is van belang omdat er een resultaatsverplichting zit op de omvang van de geplande KRW-maatregelen.

Denk hierbij ook aan de ruimteclaim van nog geplande KRW-maatregelen. Indien dit stroomschema nog geen uitsluitsel biedt over eventuele effecten van een ingreep op de biologische kwaliteit dan wordt het volgende stroomschema doorlopen:

Deel 2: toetsingkader watertype afhankelijk

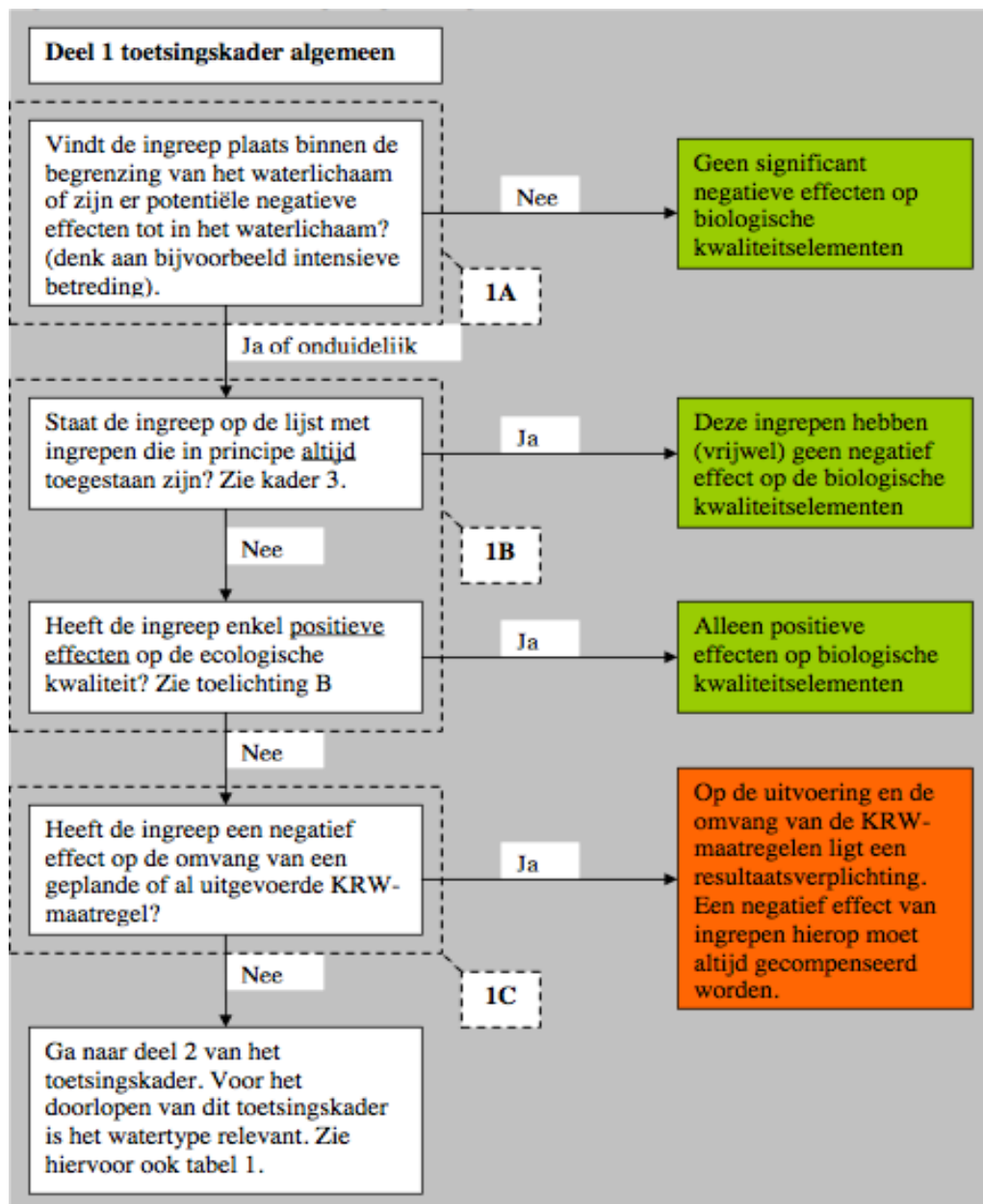
Het watertype waar het waterlichaam toe behoort (zie programma), bepaalt waar specifiek naar moet worden gekeken bij het doorlopen van deel 2 van het toetsingkader (Rivieren, Meren, Kanalen of Kustwateren en Overgangswateren). In deel 2 van het toetsingkader wordt onderzocht welke effecten van een nieuwe 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.

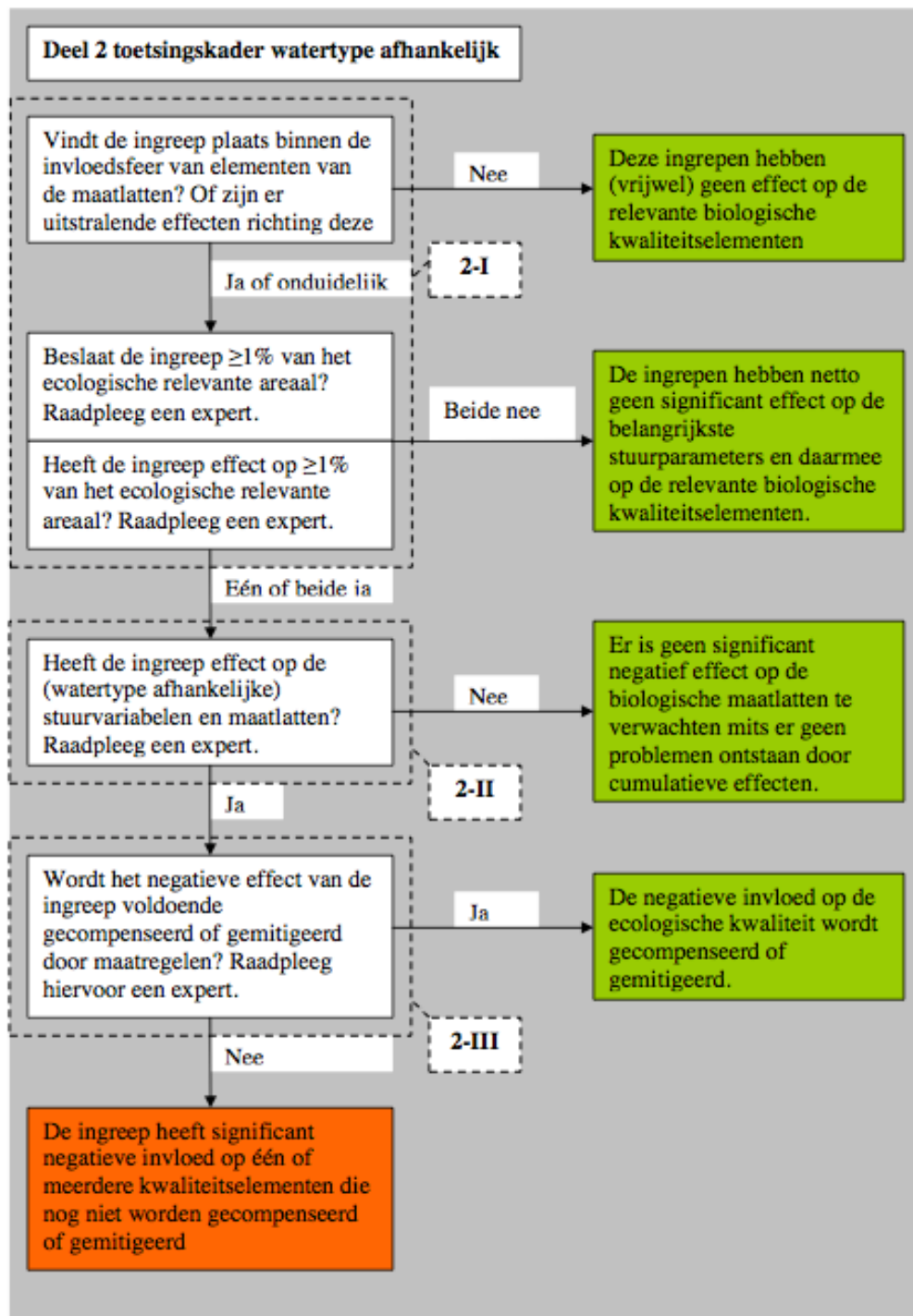


NB. De mengzone kent verschillende zones en eisen. Mengzone A is de zone dicht bij het lozingspunt, deze grens ligt op 0,25 * breedte waterlichaam met een maximum afstand van 25 m. Daarbinnen mogen geen acute effecten optreden. Mengzone B is de grens waarbij er geen noemenswaardige toename meer zichtbaar 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'.

I.7 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: Trekroutes van vogels over de Noordzee

Deze bijlage bevat kaarten met indicatieve vliegbanen van trekvogels op de Nederlandse Noordzee overgenomen uit Lensink & van der Winden (1997), Lensink (2013) in Leopold *et al.* (2013) en Jaspers Fajjer & van Dam (2013) zoals ook samengevat in Fijn & Poot (2014).

Literatuur

- 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.
- Jaspers Fajjer, M. & P. van Dam 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.
- Lensink R. & J. van der Winden 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl. 2013. “Windenergie binnen 12 mijl” in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.

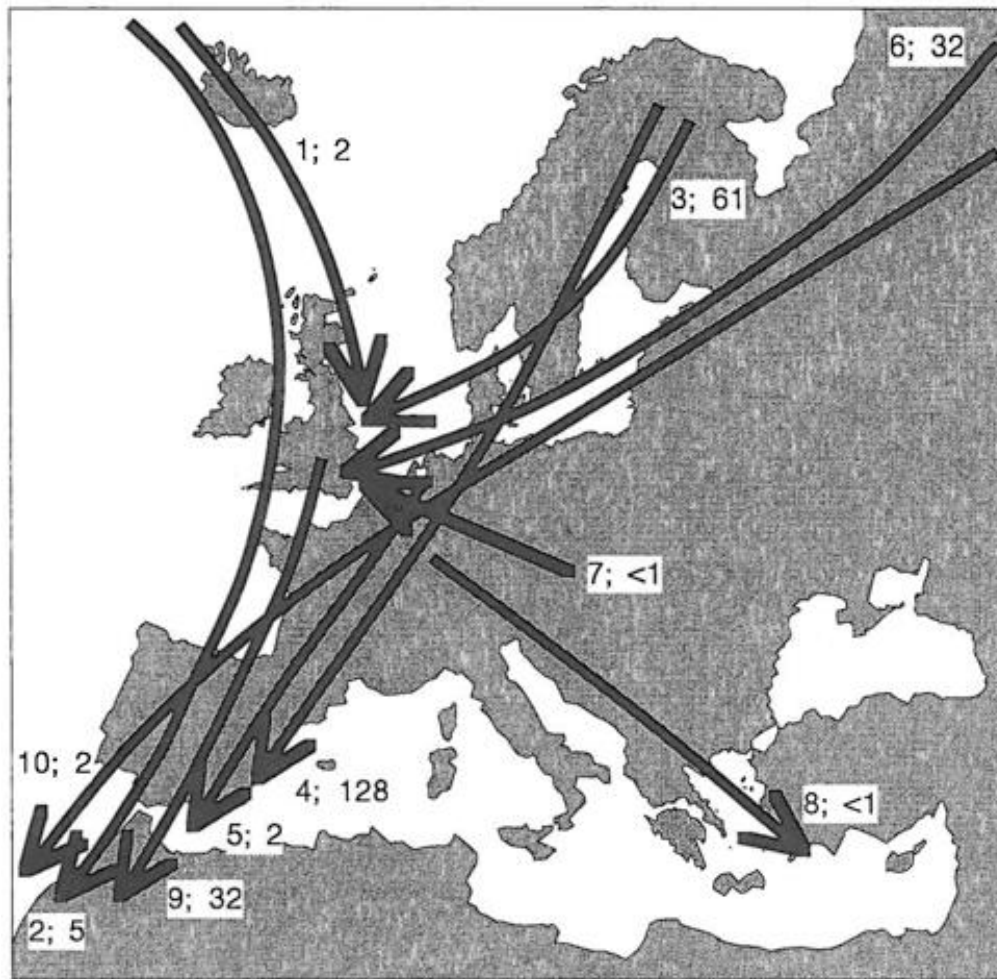


Figure II.1 De belangrijkste trekroutes van vogels die de Noordzee oversteken (naar Lensink & van der Winden 1997). Naast elke individuele pijl staan indicatieve aantallen trekvogels in miljoenen.

Figure II.I: Northern Gannet

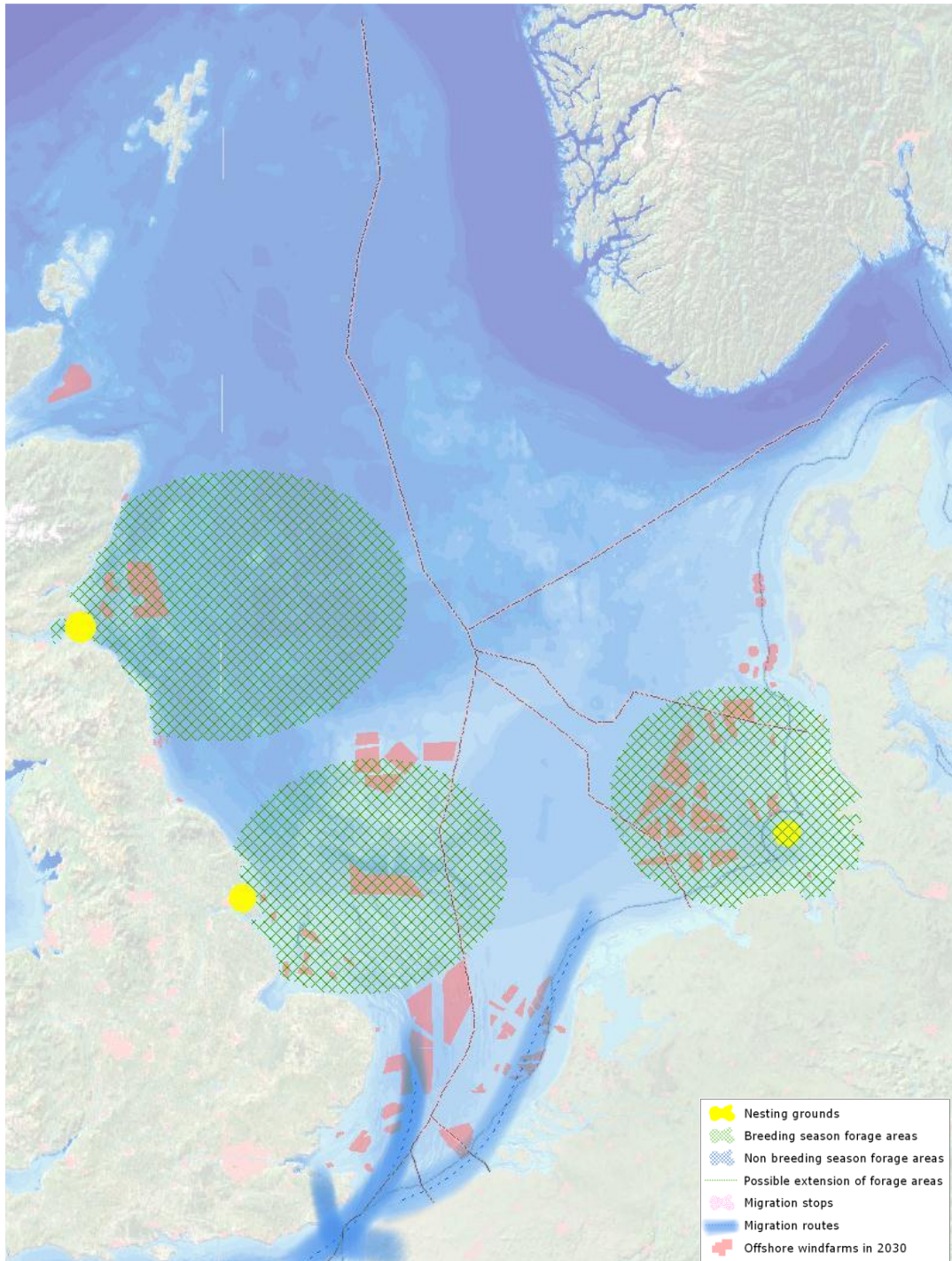


Figure II.II: Lesser Black-backed Gull (Texel colony)

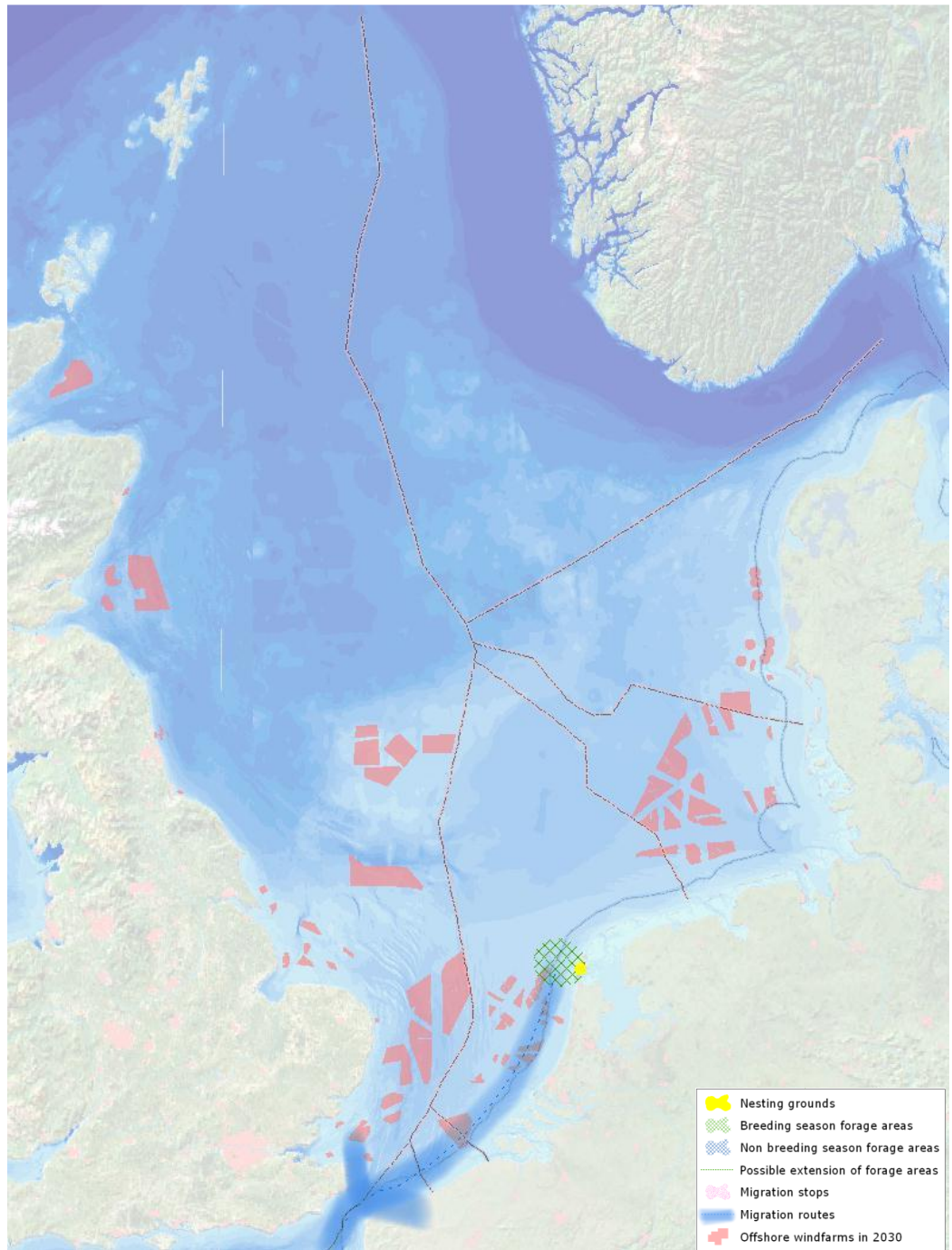


Figure II.III: Sandwich Tern (main Dutch breeding colonies)

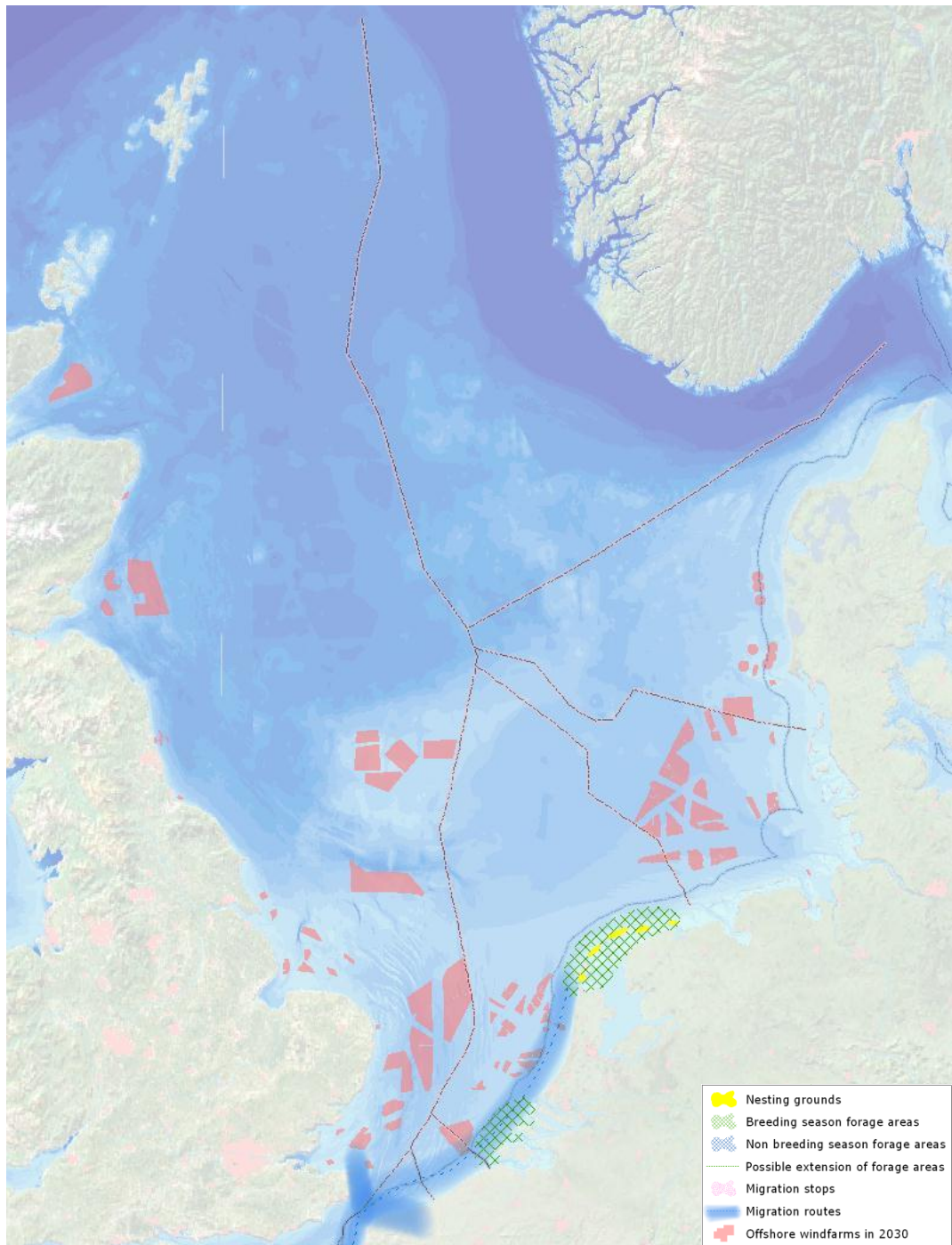


Figure II.IV: Razorbill & Common Guillemot

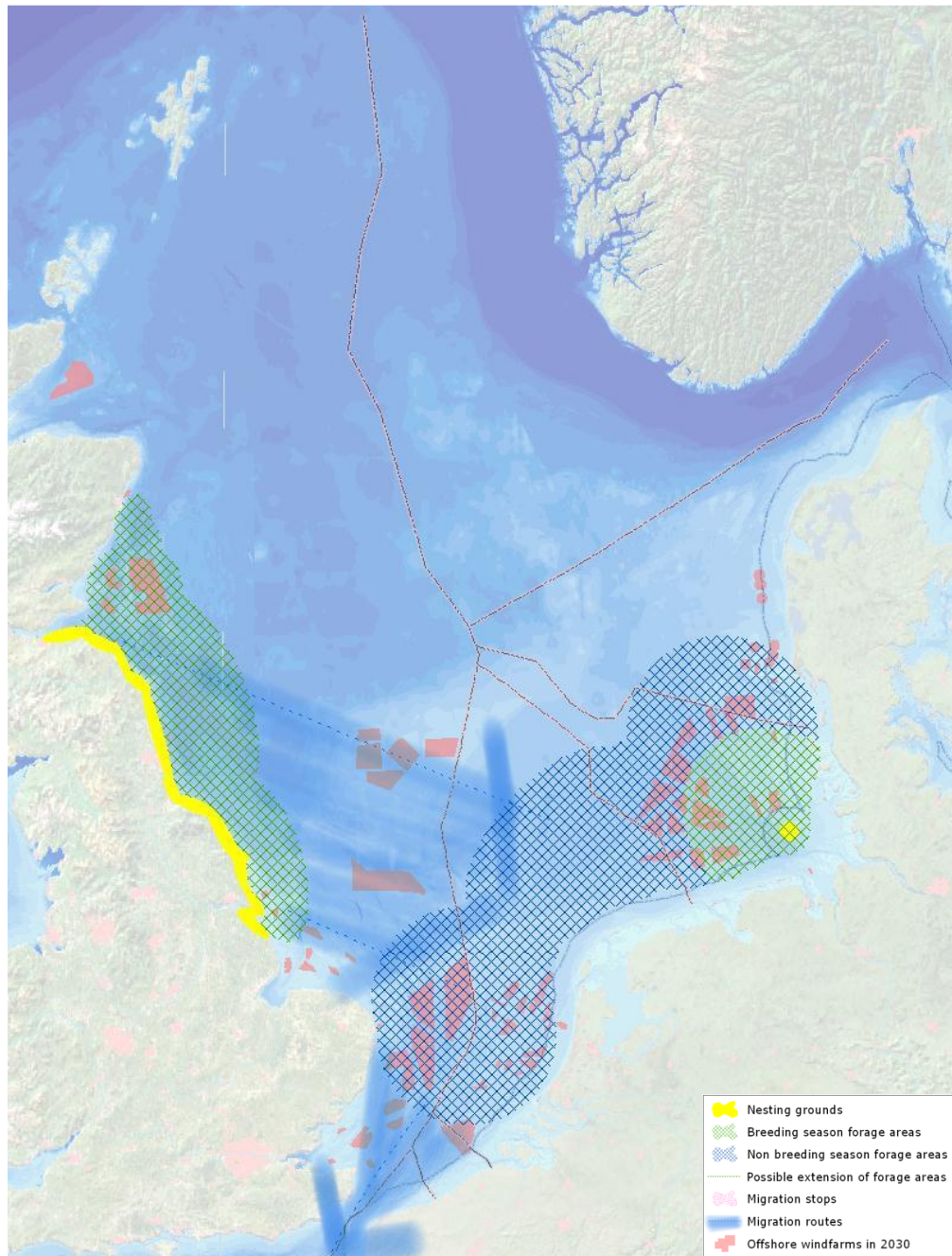


Figure II.V: Great Skua

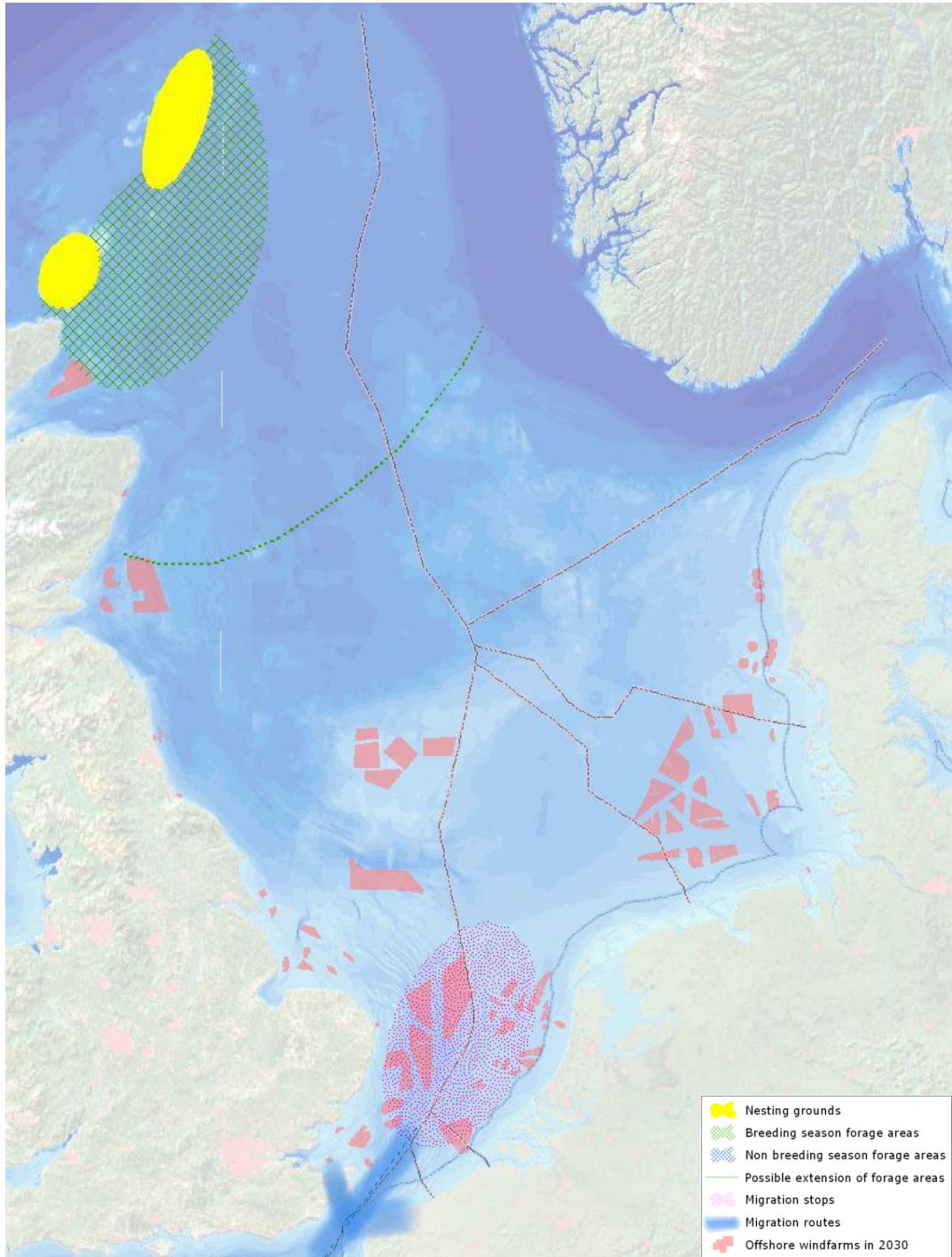


Figure II.VI: Black-legged Kittiwake

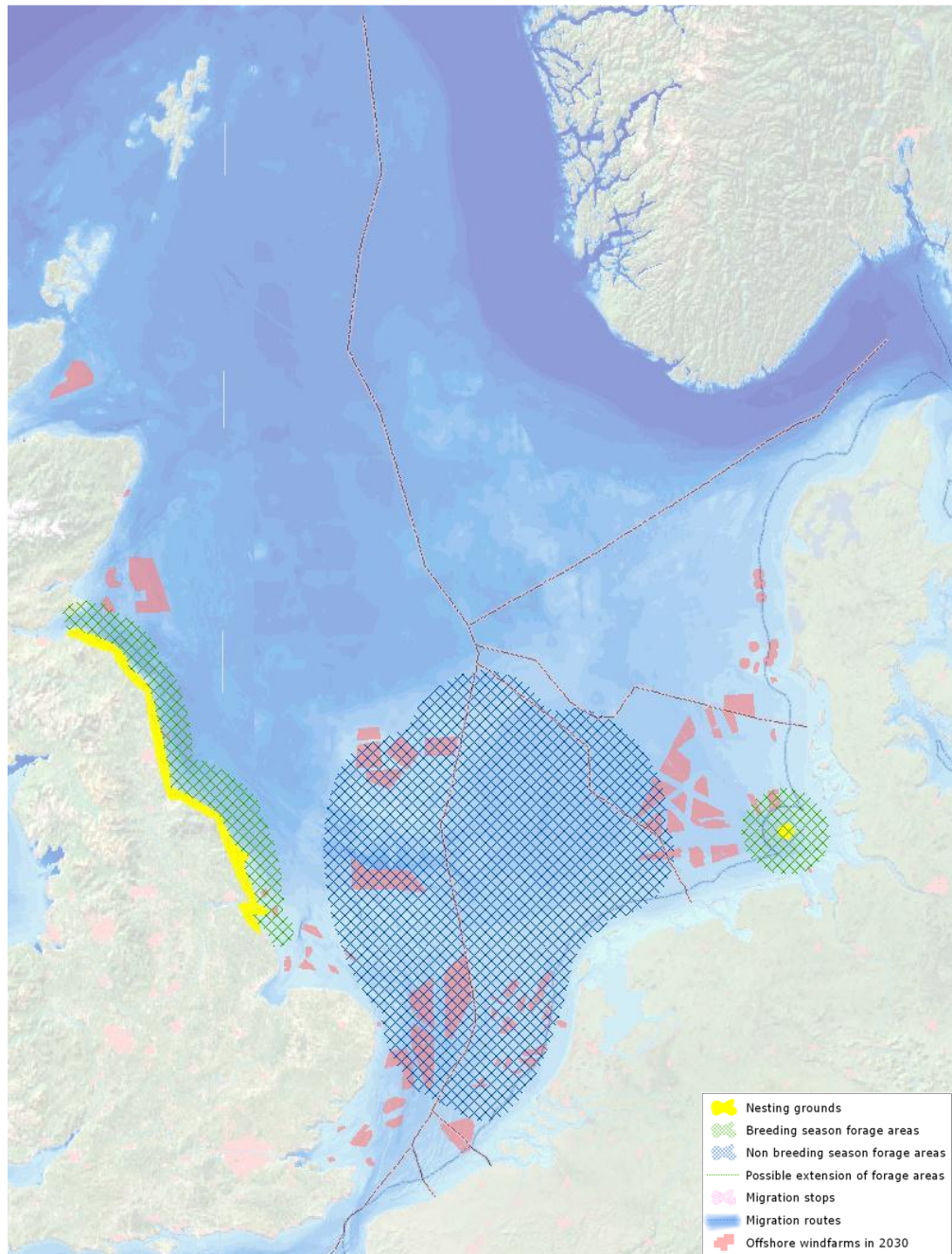


Figure II.VII: Common Scoter

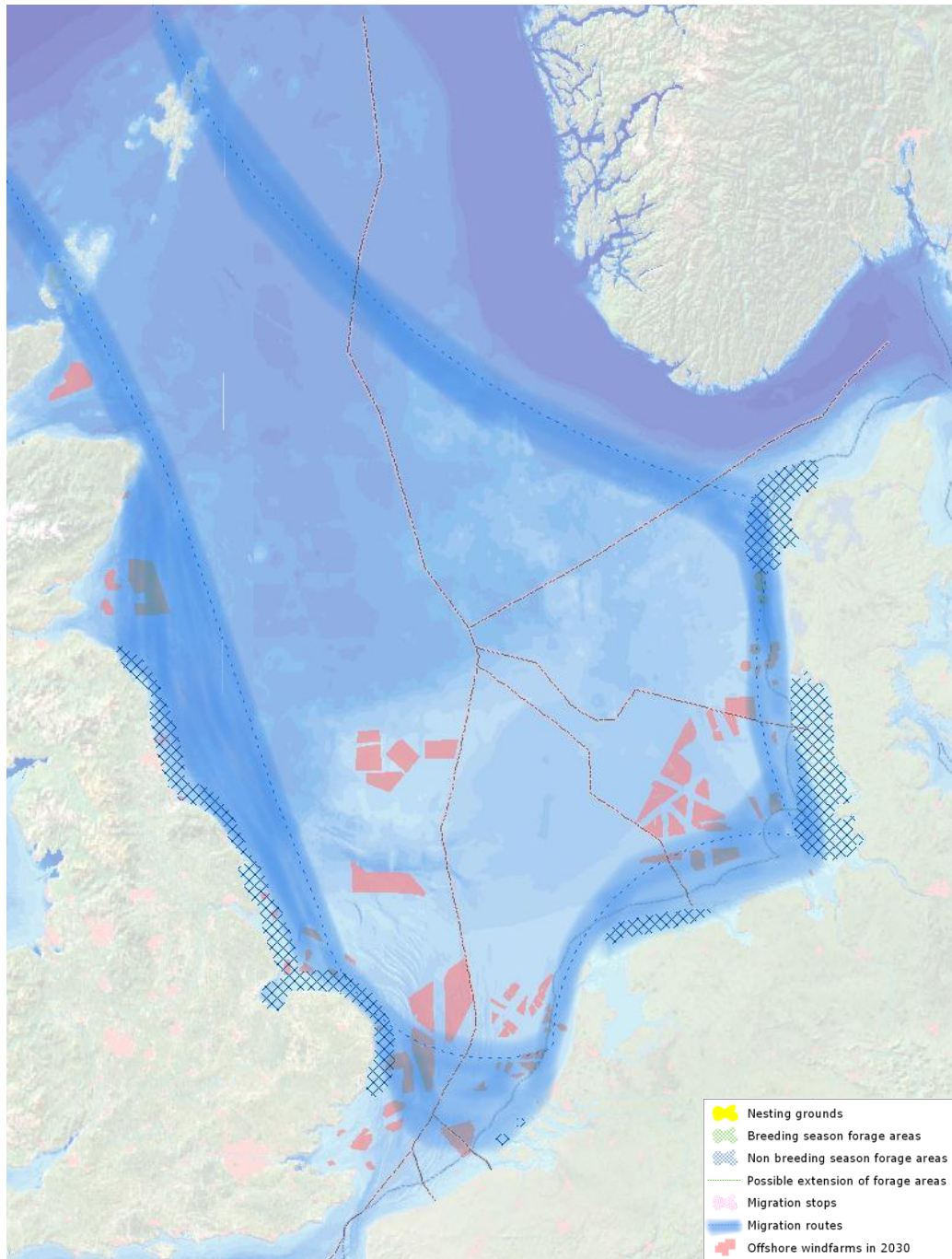


Figure II,VIII: Red-throated Diver

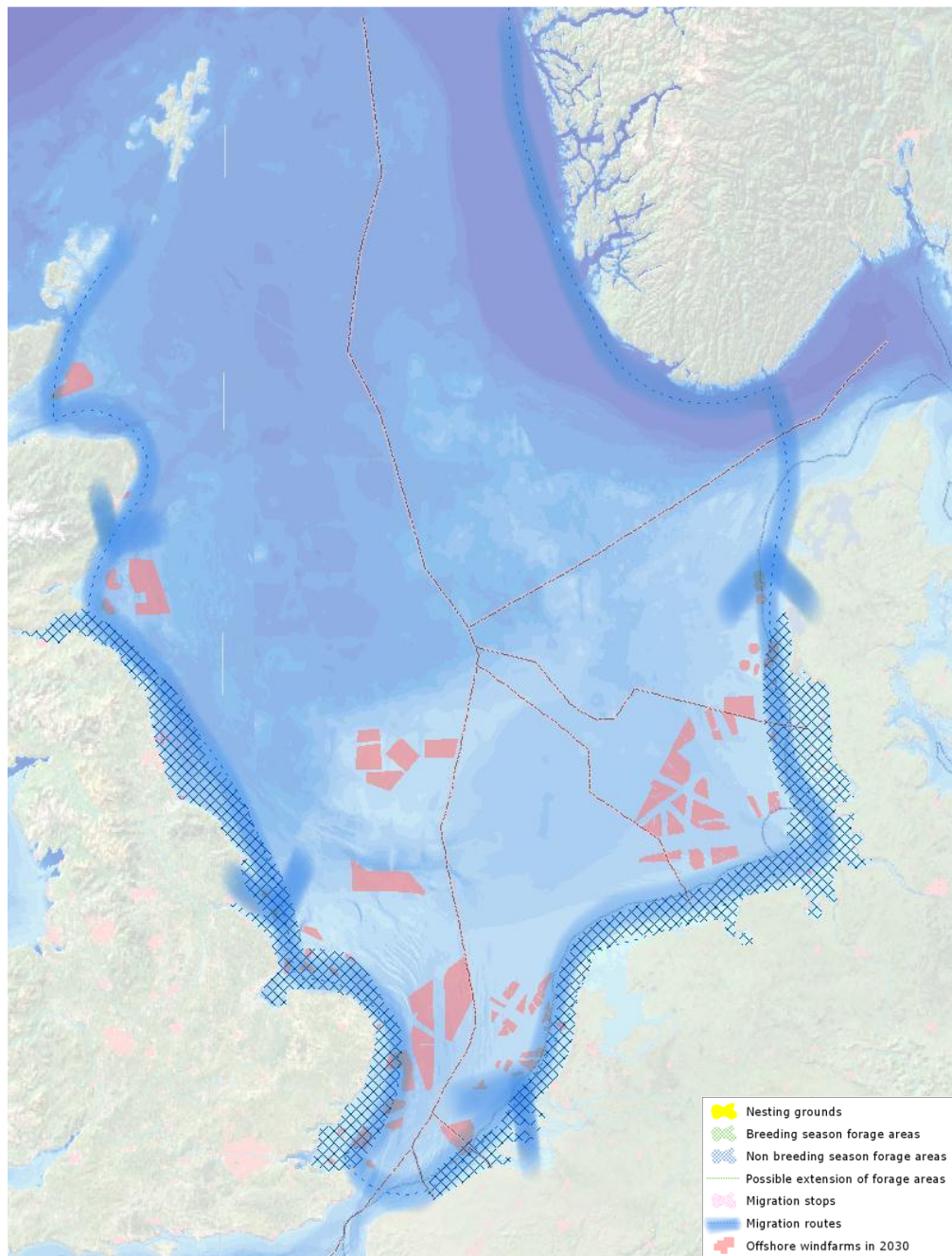


Figure II.IX: Bewick's Swan

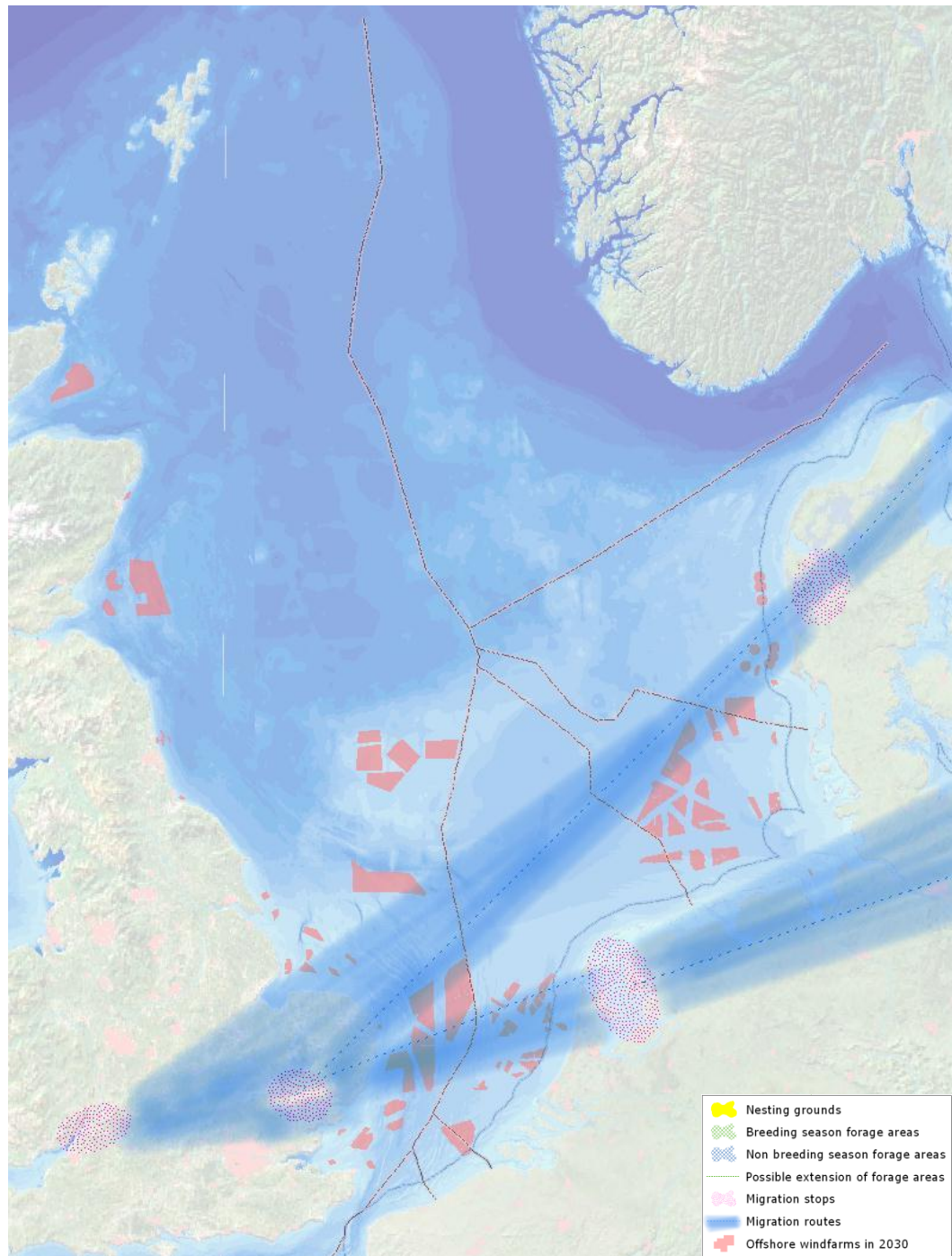
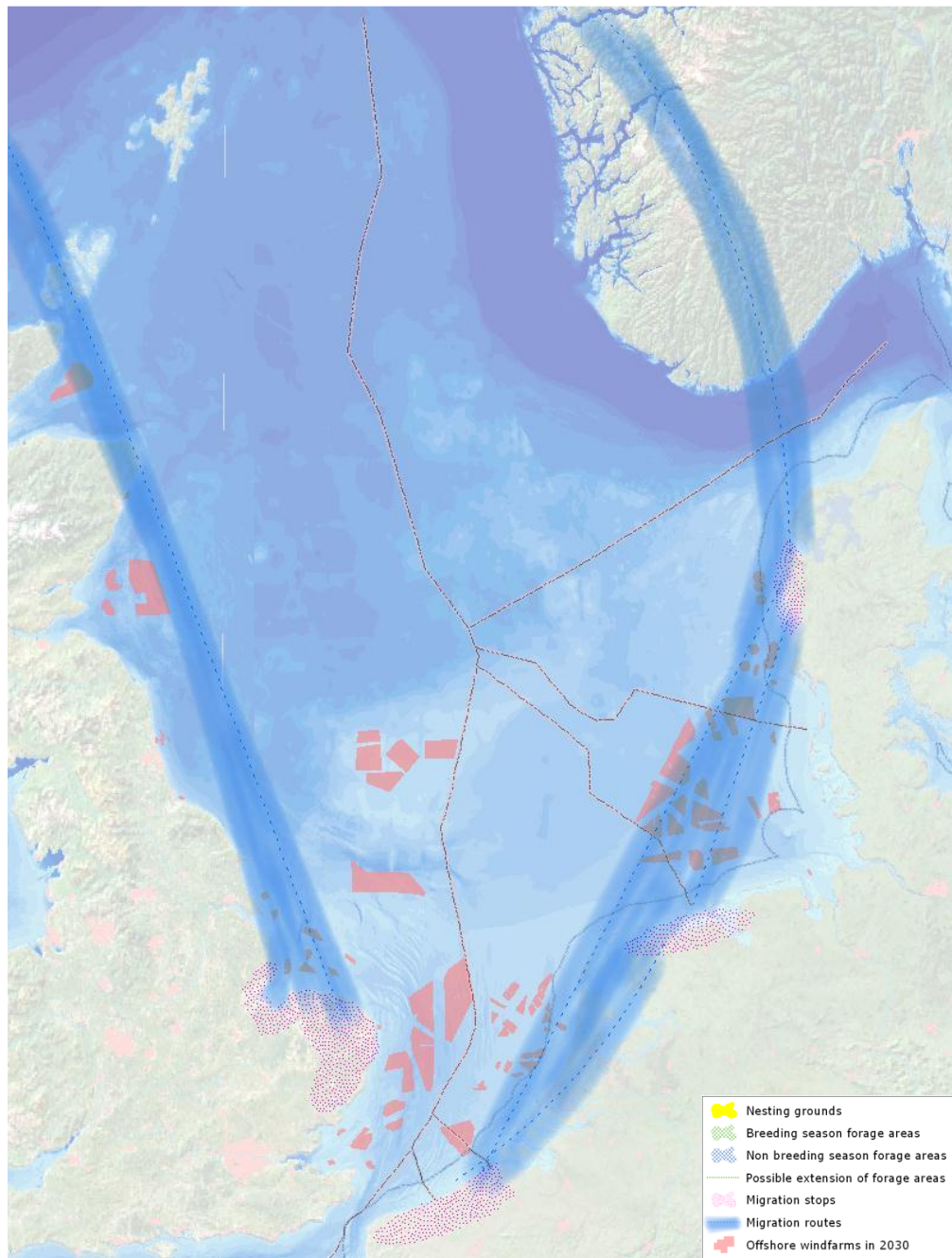
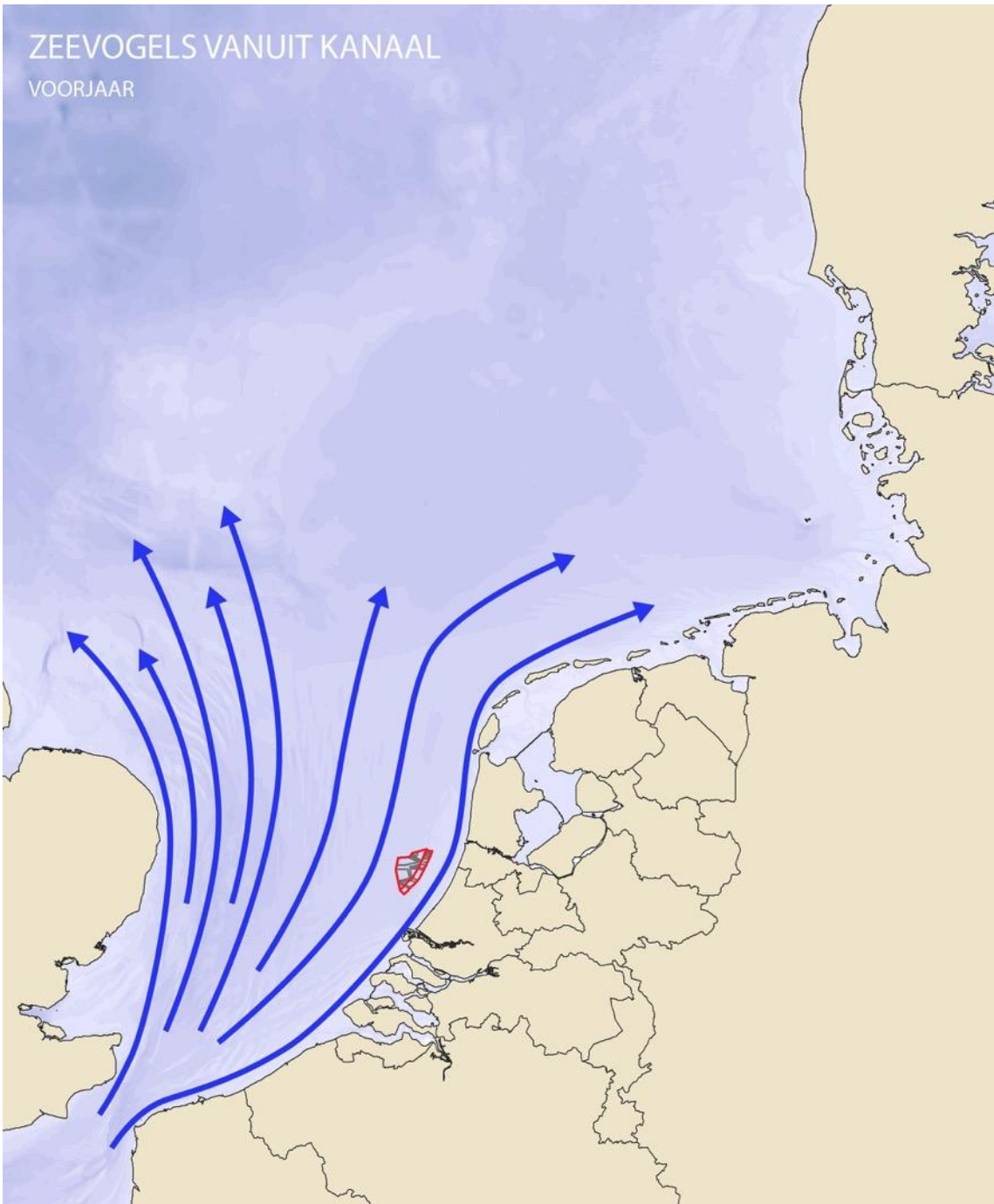


Figure II.X: Pink-footed Goose



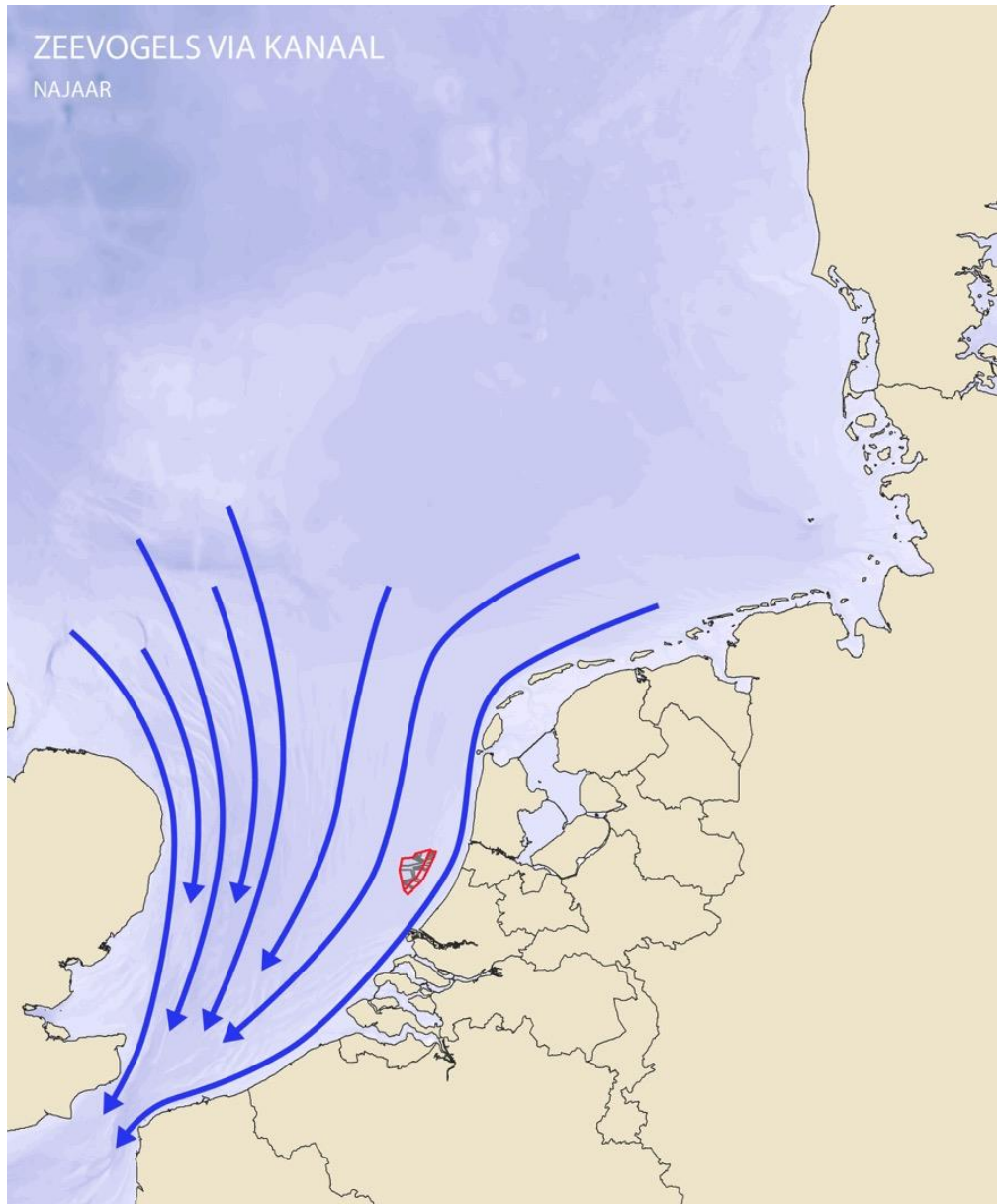
ZEEVOGELS VANUIT KANAAL

VOORJAAR



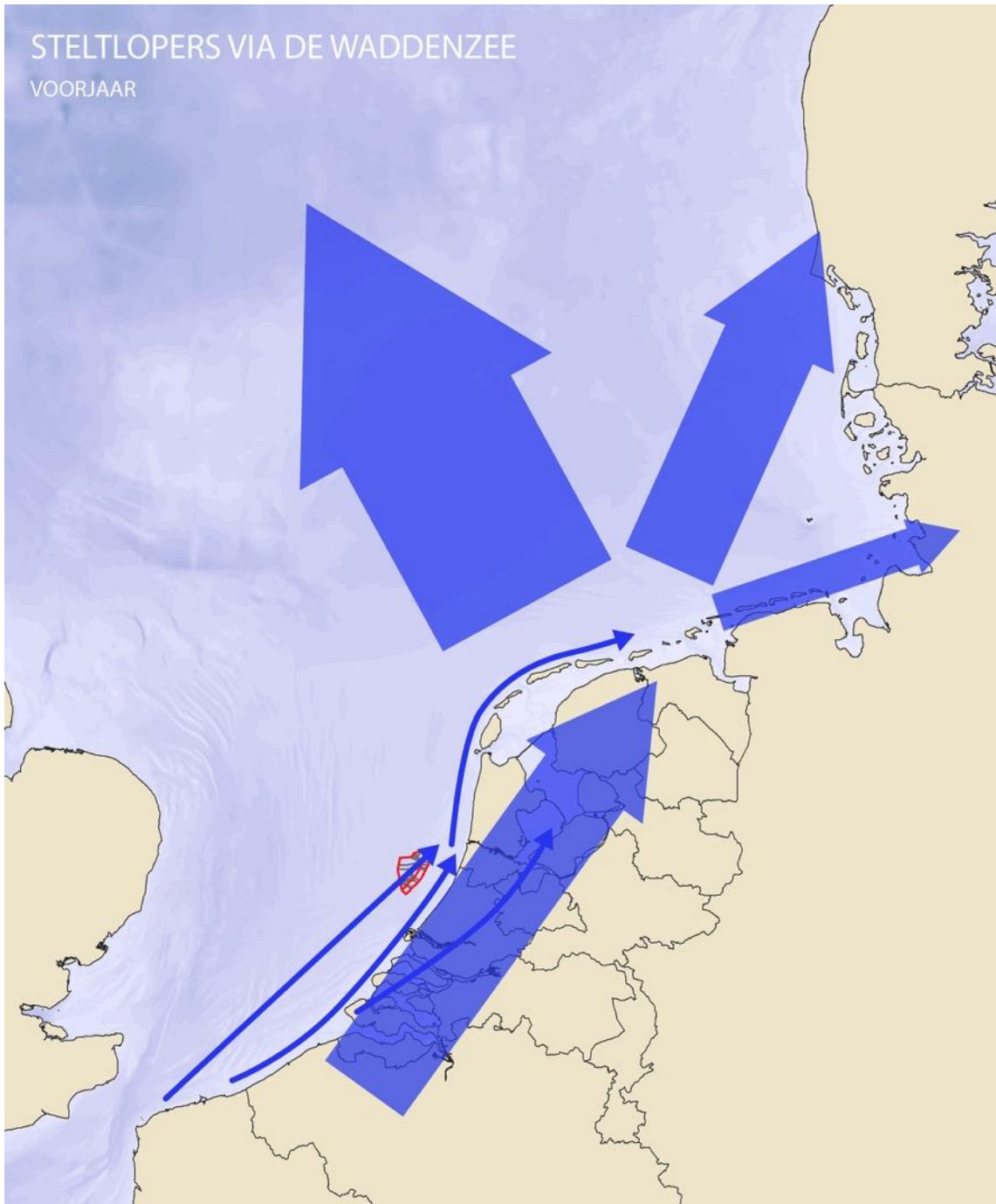
ZEEVOGELS VIA KANAAL

NAJAAR



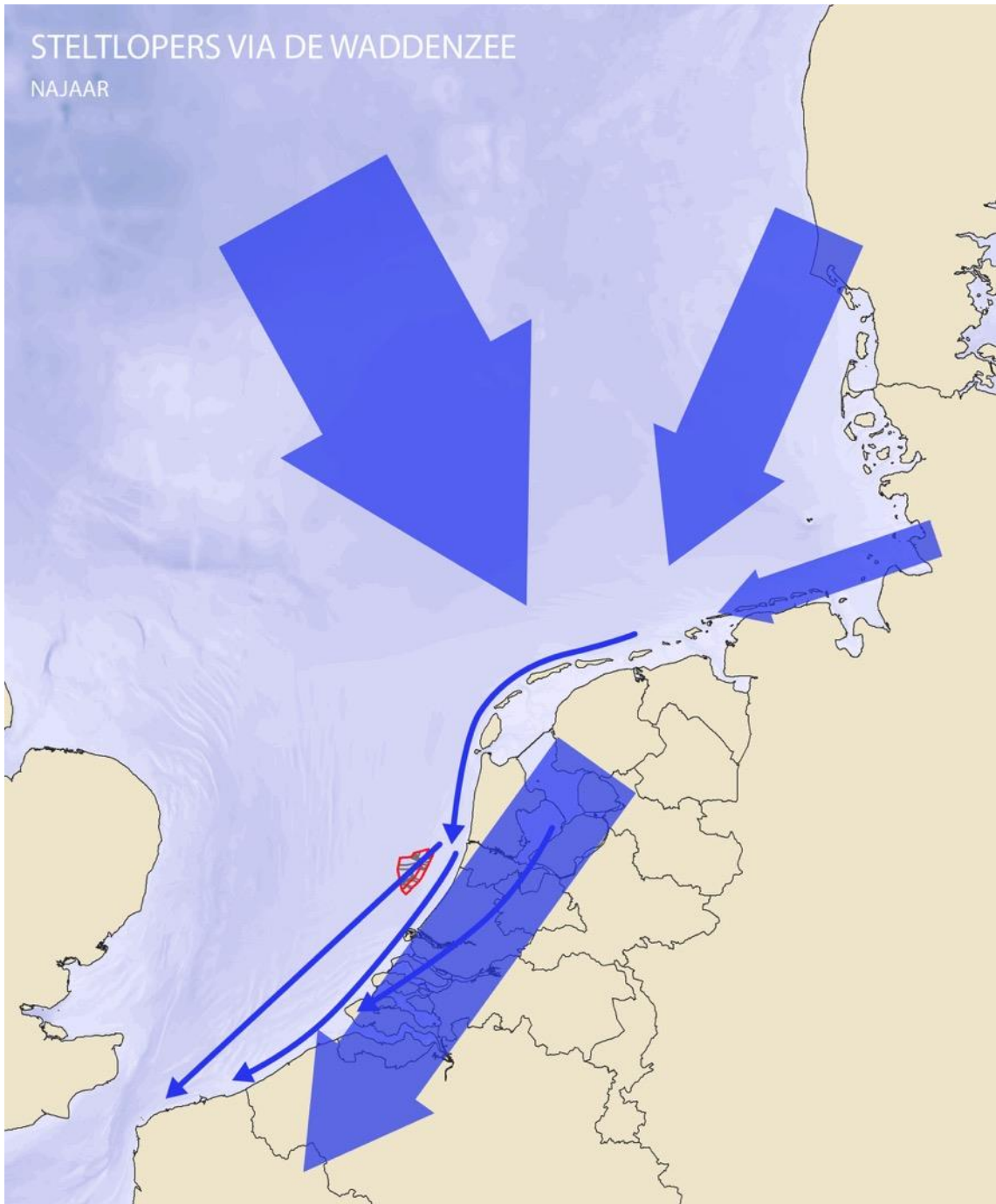
STELTLOPERS VIA DE WADDENZEE

VOORJAAR



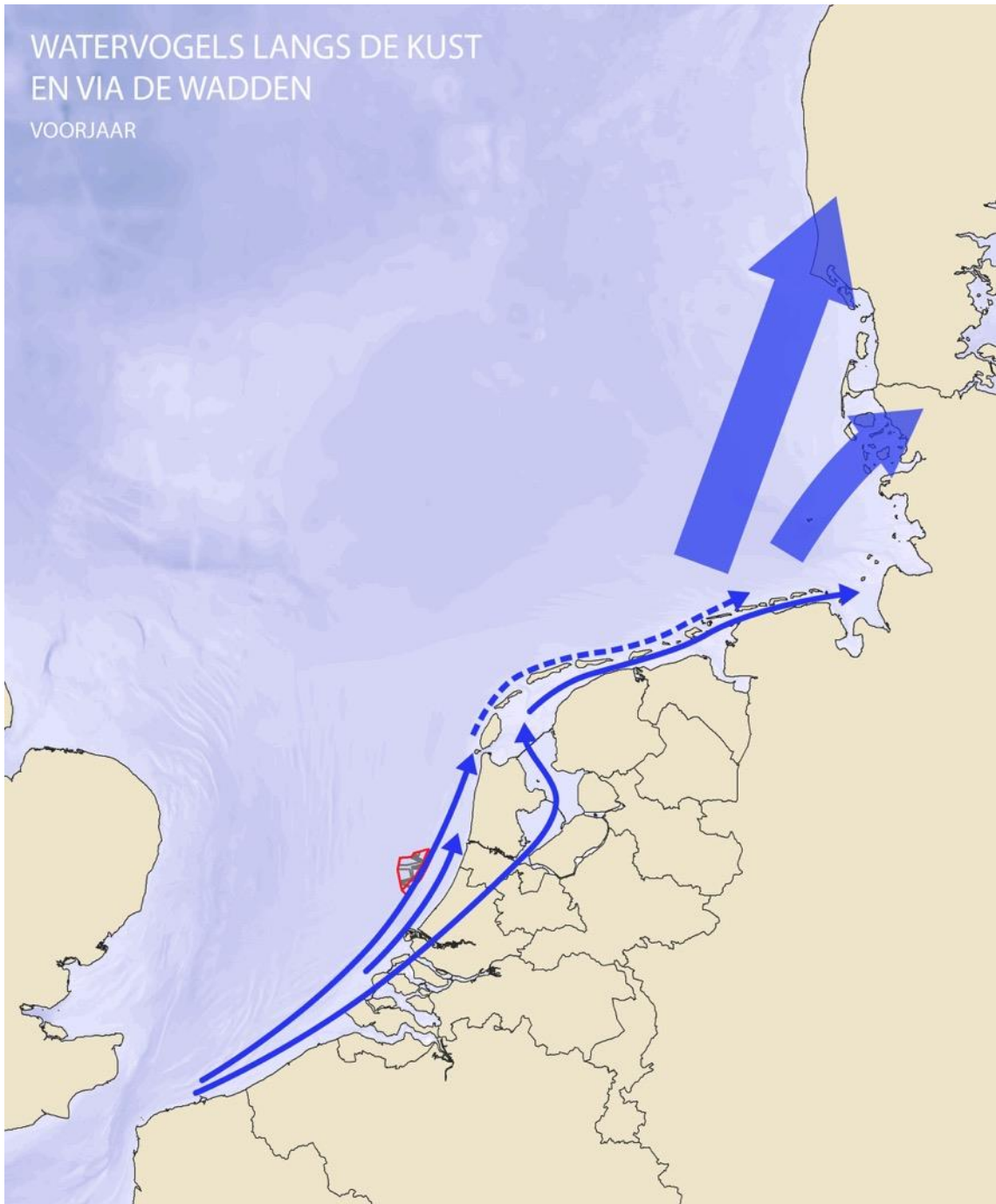
STELTLOPERS VIA DE WADDENZEE

NAJAAR



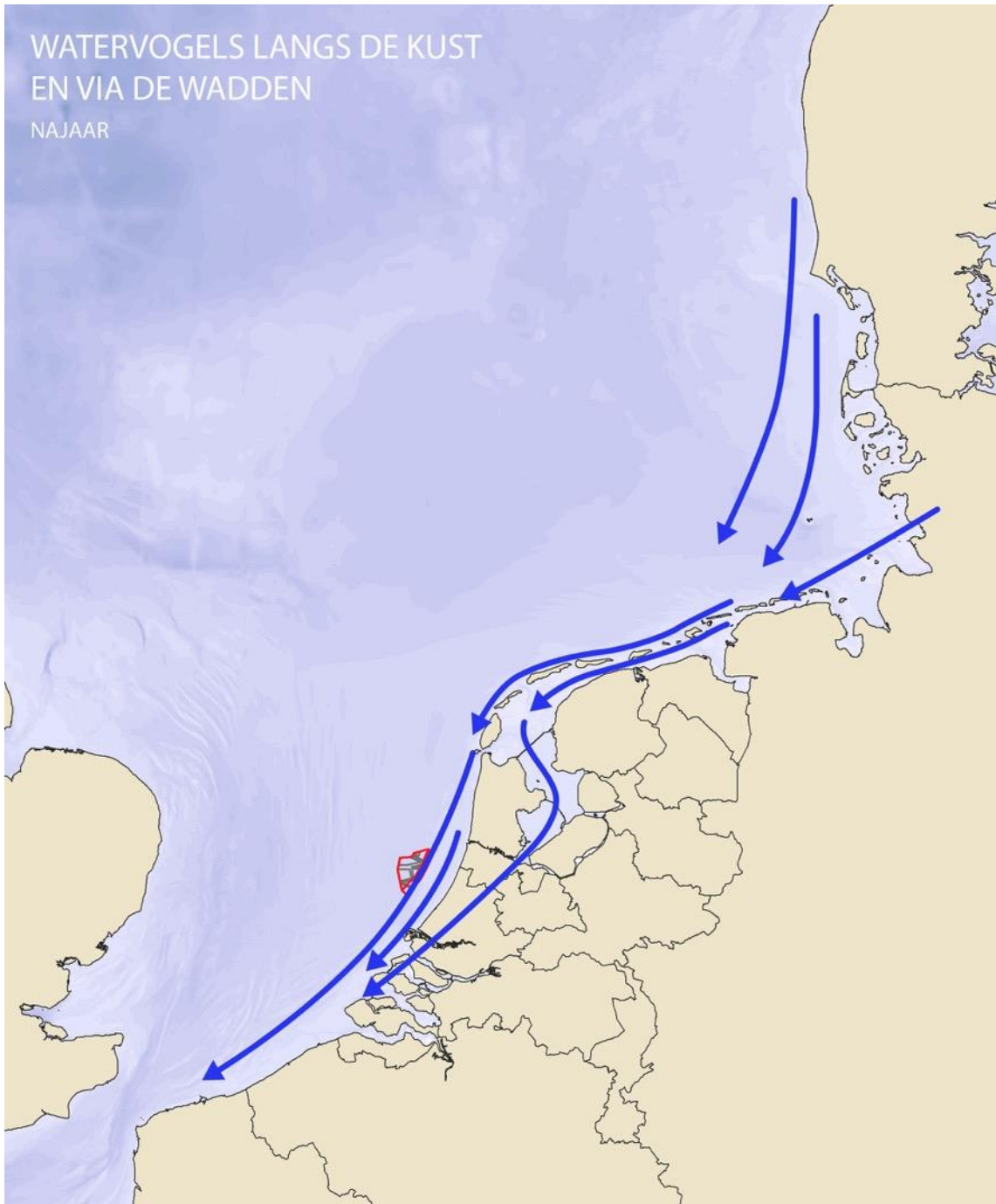
WATERVOGELS LANGS DE KUST EN VIA DE WADDEN

VOORJAAR



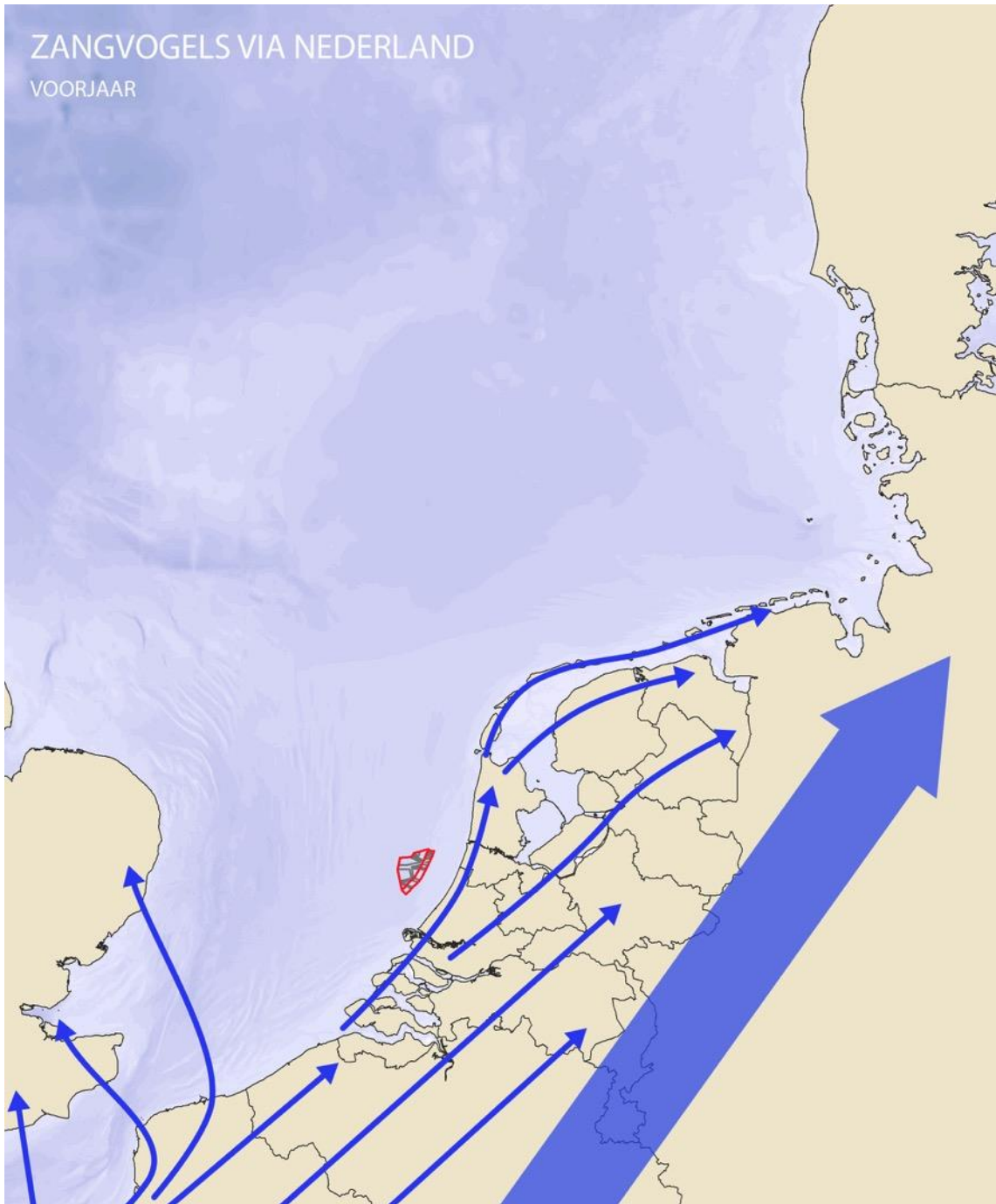
WATERVOGELS LANGS DE KUST EN VIA DE WADDEN

NAJAAR



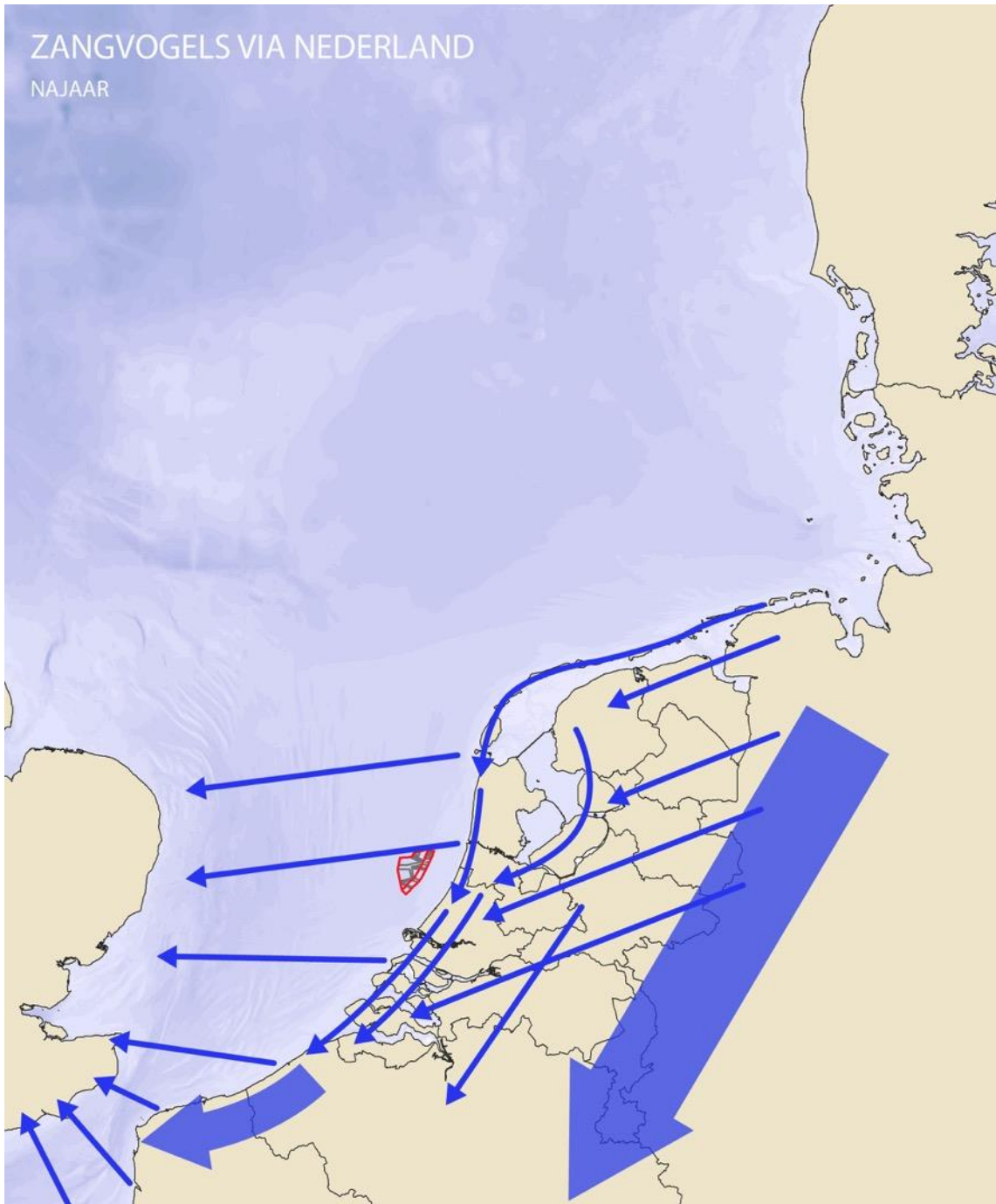
ZANGVOGELS VIA NEDERLAND

VOORJAAR



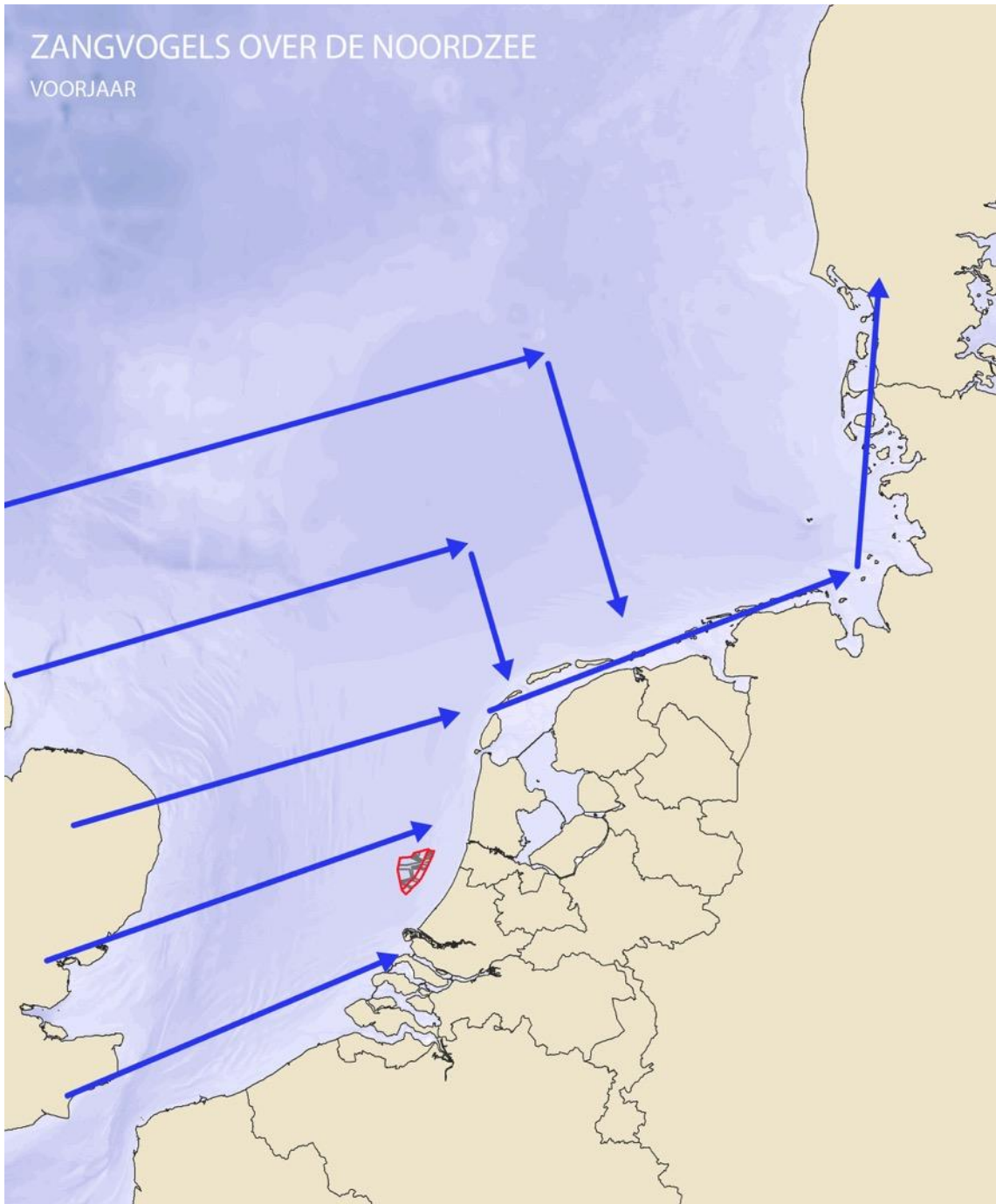
ZANGVOGELS VIA NEDERLAND

NAJAAR

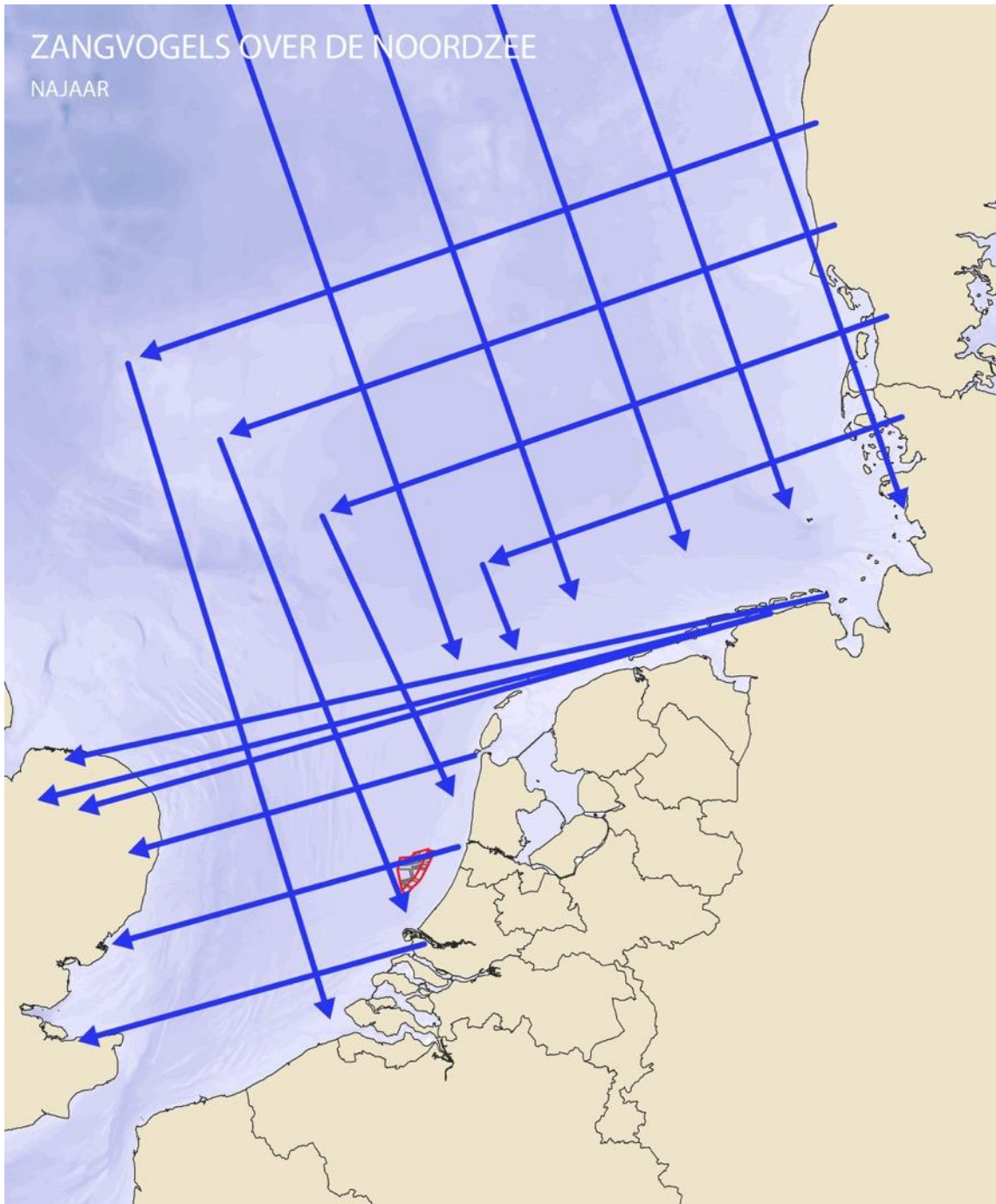


ZANGVOGELS OVER DE NOORDZEE

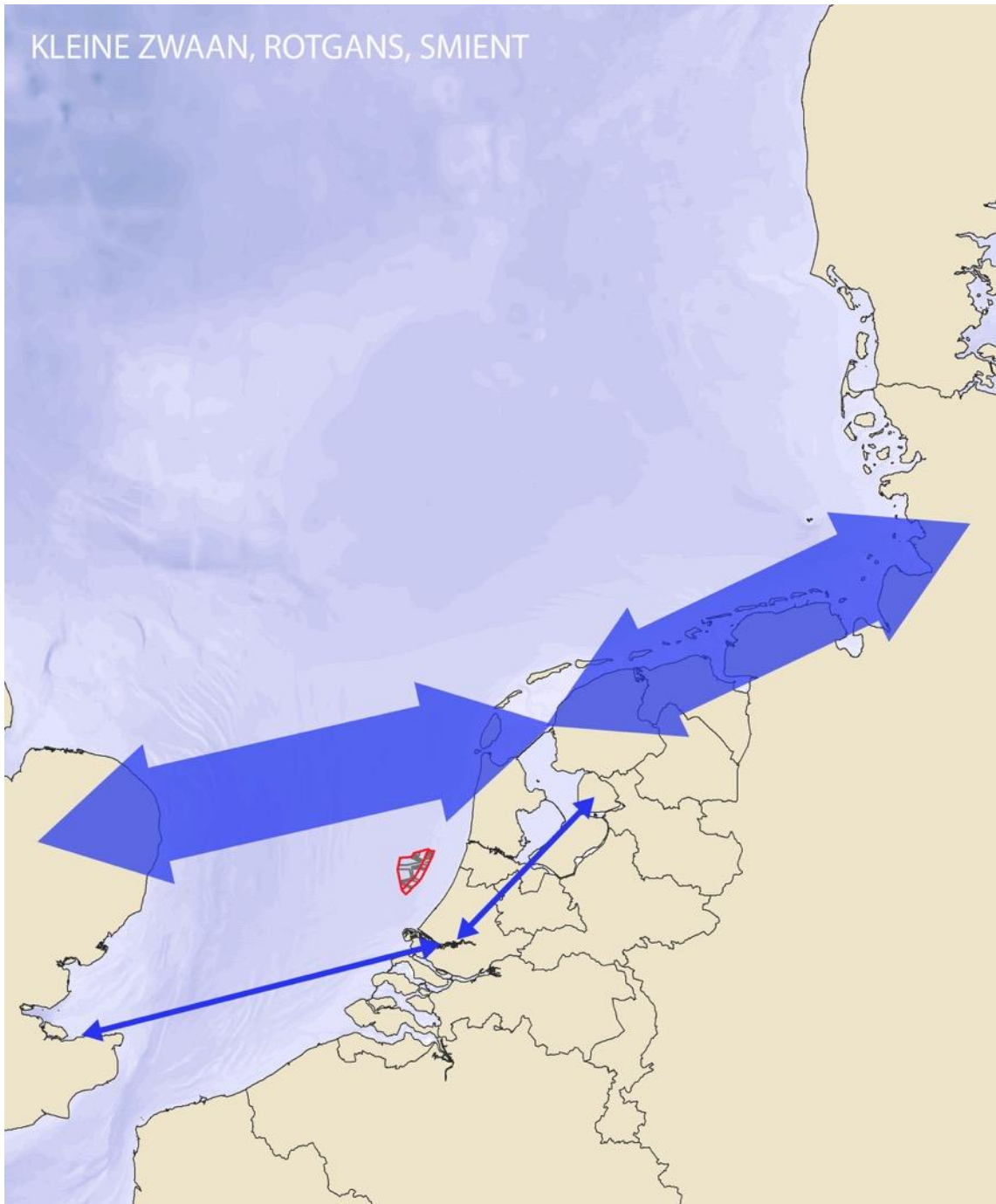
VOORJAAR



ZANGVOGELS OVER DE NOORDZEE
NAJAAR



KLEINE ZWAAN, ROTGANS, SMIENT



Bijlage III: Windturbines en vleermuizen

Inleiding

Vleermuizen kunnen door windturbines verstoord en/of gedood worden. Daarmee zouden artikelen 3.5.1 (doden), 3.5.2 (verstoren) en 3.5.4 (beschadigen of vernielen van voortplantingsplaatsen of rustplaatsen) van de Wet natuurbescherming kunnen worden overtreden.

Recentelijk is veel gepubliceerd over vleermuizen en windturbines (zie literatuurlijst). In Nederland is recentelijk onderzoek gedaan naar de activiteit van vleermuizen en het optreden van aanvaringslachtoffers in vijf Nederlandse windparken (Limpens *et al.* 2013). Op grond hiervan en van vooral Duits en Amerikaans onderzoek (Arnett *et al.* 2007, Brinkmann *et al.* 2009, Brinkmann *et al.* 2011, Rodrigues *et al.* 2008) kan het volgende beeld worden geschetst.

Vleermuizen kunnen gedood worden door een aanvaring met een rotorblad of door de drukveranderingen in de wervelingen rond het rotorblad (Grodsky *et al.* 2011). Tussen windparken bestaan grote verschillen en op sommige locaties worden aanzienlijke aantallen dode vleermuizen gevonden.

Het aanvaringsrisico is relatief groot voor vleermuizen doordat windturbines een aantrekkende werking op vleermuizen kunnen hebben. Hoe en waarom die aantrekking ontstaat is niet zeker (Arnett *et al.* 2007, Cryan & Barclay, 2009). De meest gangbare verklaring is dat insecten zich gedurende bepaalde omstandigheden in grote groepen rond turbines verzamelen en vleermuizen aantrekken (Rydell *et al.* 2010b).

Aanvaringsrisico

Uit studies in het buitenland (zie voor een overzicht bijv. Rodrigues *et al.* 2008) blijkt dat op sommige locaties aanzienlijke aantallen dode vleermuizen worden gevonden. In Duitsland zijn bijna 2.000 dode vleermuizen gevonden, in heel Europa tenminste 5.000 (stand 25 september 2013, zie Dürr, 2013).

In Duitsland worden de rosse vleermuis, de ruige dwergvleermuis en de gewone dwergvleermuis het meeste waargenomen met batdetectors die vanuit gondels van windturbines vleermuisgeluiden registreren. Deze soorten worden ook het meeste dood gevonden in windparken (Brinkmann *et al.* 2009 en 2011, Dürr, 2013). Deze soorten zijn aangepast (door middel van geluid en vliegvermogen) aan het foerageren in zeer open omgeving. Soorten van het geslacht *Myotis* worden maar zeer zelden gevonden (Dürr, 2013). Deze soorten zijn beter aangepast aan een dichte omgeving en komen op grote hoogte nauwelijks voor.

Ook de zeldzame soorten tweekleurige vleermuis en bosvleermuis lopen meer risico omdat ze relatief veel in (half) open landschappen foerageren.

In Nederland zijn tot dusver vooral ruige dwergvleermuis en gewone dwergvleermuis als aanvaringslachtoffer aangetroffen (Limpens *et al.* 2013). Omdat het aantal in Nederland levende en doortrekkende rosse vleermuizen relatief klein is, zou het

aandeel van slachtoffers in ons land ook relatief klein kunnen zijn. Tot op heden is deze soort nog nauwelijks als slachtoffer aangetroffen in Nederlandse windparken. Met name de ruige dwergvleermuis heeft in Nederland een hoog aanvaringsrisico. Deze soort trekt in het najaar talrijk door laag Nederland en volgt daarbij mogelijk grote wateren, dijken en oevers.

Periode

De periode waarin de meeste slachtoffers worden gevonden is van half juli tot eind september. Voor de rosse vleermuis en de ruige dwergvleermuis is er daarbij een verband met het optreden van (lange afstands)trek. De slachtoffers van deze soorten die in Duitse windparken zijn aangetroffen waren afkomstig van Scandinavië, Estland en/of Rusland (Voigt *et al.* 2012). Gedurende de voorjaartrek vallen maar weinig slachtoffers. Ook de niet migrerende soort gewone dwergvleermuis wordt vooral in dezelfde periode (juli-okt) als slachtoffer gevonden. Dit lijkt verklaarbaar door het optreden van grote concentraties aan insecten rond windturbines in de nazomer en het begin van de herfst.

Tijd en weersomstandigheden

De belangrijkste externe risicofactor voor aanvaringen is de windsnelheid. Bij windsnelheden boven de 4-6 m/s neemt de activiteit van vleermuizen op gondelhoogte zeer sterk af (Niermann *et al.* 2011; Rydell *et al.* 2010a; Limpens *et al.* 2013). Na nachten met sterke winden worden dan ook weinig tot geen slachtoffers gevonden. In droge, warme nachten met weinig wind lopen de vleermuizen het grootste risico. In de regel is het slachtofferrisico het hoogst in het begin van de nacht.

Standplaatsfactoren

In open, intensief gebruikt akker of grasland is het aantal slachtoffers laag. Dit geldt zowel voor noordwest Europa (Rydell *et al.* 2010) als voor Nederland in het bijzonder (Limpens *et al.* 2013). De activiteit op gondelhoogte (en daarmee het aantal slachtoffers) neemt toe met afnemende afstand tot bossen en bosschages (Brinkmann *et al.* 2011). Het hoogste aantal slachtoffers wordt in Europa gevonden op beboste heuvelruggen, cols in de bergen en langs de kustlijn. In Nederland zouden windturbines langs de kustlijn, op dijken langs grote meren of rivieren en in bossen een verhoogd risico op slachtoffers kunnen hebben. Ook waterrijke gebieden en moerassen zouden door hun hogere voedselbeschikbaarheid voor vleermuizen, een hoger risico op slachtoffers kunnen hebben.

Voorspellen van risico's op slachtoffers

Het Duitse onderzoek heeft aangetoond dat systematische metingen van vleermuis-activiteit op gondelhoogte een goede voorspelling kan geven van de te verwachten aantallen slachtoffers (Behr *et al.* 2009, Behr *et al.* 2007, Brinkmann *et al.* 2011). Op basis van onderzoek met de batdetector op de grond kunnen minder goed voorspellingen van het aantal slachtoffers worden gegeven. Dat betekent dat onderzoek vanaf de grond voorafgaand aan de plaatsing van de windturbine relatief weinig houvast geeft voor het *a priori* bepalen van het risico op vleermuis-slachtoffers (zie ook Bach & Bach, 2009a, Grunwald & Schäfer, 2007). Daarin speelt ook mee dat windturbines een aantrekkende werking op vleermuizen kunnen hebben.

Metingen vanuit de gondel geven een beter inzicht in de kans op slachtoffers, maar kunnen vanzelfsprekend pas worden uitgevoerd na plaatsing.

Risico's samengevat

Samengevat: in Nederland is de kans het grootst dat ruige dwergvleermuis, gewone dwergvleermuis en rosse vleermuis als slachtoffer van een aanvaring met een windturbine zullen worden gevonden. De kans op slachtoffers is naar verwachting het grootste in de periode eind juli – eind september, in warme, droge, relatief windstille nachten.

Doden van vleermuizen (art. 3.5.1)

Overall in Nederland bestaat het risico dat vleermuizen het slachtoffer worden van aanvaringen met in gebruik zijnde windturbines.

Niet ieder slachtoffer kan beschouwd worden als het overtreden van art. 3.5.1 Wnb. Als men voldoende voorzorg heeft genomen om slachtoffers te voorkomen, bijvoorbeeld door de keuze van een locatie waarvan door onderzoek is komen vast te staan dat daar geen sprake is van intensieve vleermuisactiviteit, worden een incidenteel slachtoffer beschouwd als een ongeluk. Beoordeeld moet dus worden of een windturbinelocatie een meer dan gemiddeld risico op aanvaringslachtoffers heeft.

Voor het al dan niet overtreden van de verbodsbepaling in art. 3.5.1 (doden van beschermde dieren) moet het volgende onderzocht of beoordeeld worden:

- Welke soorten komen voor in de omgeving van de windturbine?
- Lopen deze soorten door hun gedrag of door de locatie van de geplande turbine gevaar in aanvaring te komen?
- Is de flux van het aantal vleermuizen hoger of lager dan gemiddeld in Nederland?
- Kan het aantal slachtoffers worden geschat? Kan er gesproken worden van een bovengemiddeld aantal slachtoffers?
- Kan de eventuele extra sterfte effect hebben op de lokale, regionale en/of landelijke populatie van de betreffende soort(en)?

Voortplantings- en rustplaatsen (art. 3.5.4)

In theorie is het niet uitgesloten dat de aanleg van windturbines leidt tot de directe vernietiging, beschadiging of verstoring van vaste rust- of verblijfplaatsen. In de praktijk zal dit in Nederland niet voorkomen, omdat altijd ruime afstand wordt aangehouden tot gebouwen en bomen. Evenmin is uitgesloten dat het functioneren van vaste rust- en verblijfplaatsen wordt belemmerd, doordat een essentiële vliegroute van/naar het foerageergebied wordt doorsneden door de aanleg van een windpark. Dat is eigenlijk alleen mogelijk als er een bomenrij wordt doorsneden of een watergang wordt gedempt, ten behoeve van de aanleg van een windturbine, die exact op de vliegroute wordt geplaatst. Praktisch zal dat in Nederland niet snel voorkomen. Verstoring van essentiële vliegroutes of foerageergebieden gedurende de aanlegfase lijkt onwaarschijnlijk door het beperkte ruimtebeslag van windturbines. Bovendien

vinden de werkzaamheden doorgaans bij daglicht plaats, als de vleermuizen niet actief zijn.

Voor het al dan niet overtreden van de verbodsbepaling in art. 3.5.4 (verbod op het beschadigen of vernielen van voortplantings- of rustplaatsen) moet het volgende beoordeeld worden:

- Worden door de aanleg en het gebruik van windturbines voortplantings- of rustplaatsen in bomen of gebouwen direct aangetast?
- Worden door de aanleg en het gebruik van windturbines essentiële vliegroutes tussen verblijfplaatsen en foerageergebieden doorsneden en aangetast, waardoor het functioneren van een voortplantings- of rustplaats in gevaar wordt gebracht?
- Worden door in gebruik zijnde windturbines bestaande vliegroutes zodanig verstoord dat deze voor vleermuizen niet langer goed te gebruiken zijn, waardoor het functioneren van een voortplantings- of rustplaats in gevaar wordt gebracht?

Literatuur

- Arnett, E.B., W. K. Brown, W.P. Erickson, J.K. Fiedler, B.L. Hamilton, T.H. Henry, A. Jain, G.D. Johnson, J. Kerns, R.R. Koford, C.P. Nicholson, T.J. O'Connell, M.D. Piorkowski & R.D. Tankersley, Jr., 2007. Patterns of bat fatalities at wind farms in North America. *Journal of Wildlife Management* 72(1): 61-78.
- Bach, L. & P. Bach, 2009a. Fledermausaktivität in und über einem Wald am Beispiel eines Naturwaldes bei Rotenburg/Wumme (Niedersachsen). Vortrag Fachtagung Fledermausschutz im Zulassungsverfahren für Windenergieanlagen, Berlin, 30.3.2009. Landesvertretung Brandenburgs beim Bund, Berlin.
- Behr, O., D. Eder, U. Marckmann, H. Mette-Christ, N. Reisinger, V. Runkel & O. von Helversen, 2007. Akustisches Monitoring im Rotorbereich von Windenergieanlagen und methodische Problemen beim Nachweis von Fledermaus-Schlagopfern – Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. *Nyctalus (N.F.)* 12: 115-127.
- Behr, O., F. Korner-Nievergelt, R. Brinkmann, J. Mages & I. Niermann, 2009. Einsatz akustischer Aktivitätsmessungen zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen. Vortrag Fachtagung Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.
- Brinkmann, R., I. Niermann, O. Behr, J. Mages, F. Korner-Nievergelt & M. Reich, 2009. Zusammenfassung der Ergebnisse für die Planungspraxis und Ausblick. Vortrag Fachtagung Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.
- Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windkraftanlagen. Bericht eines Forschungsvorhabens. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Cryan, P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1330-1340.

- 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.
- Grodsky, S.M., M.J. Behr, A. Gendler, D. Brake, B.D. Dieterle, R.J. Rudd, N.L. Walrath (2011). Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *J. Mammal.* 92(5): 917-925.
- Grunwald, T. & F. Schäfer, 2007. Aktivität von Fledermäuse im Rotorbereich von Windenergieanlagen an bestehenden WEA in Südwestdeutschland. *Nyctalus (N.F.)* 12: 182-198.
- 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.
- Niermann I., S. von Felten, F. Korner-Nievergelt, R. Brinkmann, O. Behr 2011. Einfluss von Anlagen- und Landschaftsvariablen auf die Aktivität von Fledermäusen an windenergieanlagen. In: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, 9.6.2009, Hannover. Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität, Hannover.
- Rodrigues, L., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, J. Goodwin, C. Harbusch (2008). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Eurobats Publication Series No. 3. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn.
- Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010a. Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12(2).
- Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-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. at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12(2).
- 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 conservation. *Biological conservation* 153: 80-86.

Bijlage IV: Het Extended Band Model

Het Band model is ontwikkeld in samenwerking met The Crown Estate (UK) Strategic Ornithological Support Services (SOSS), die is opgericht om belangrijke ornithologische kwesties met betrekking tot de Britse windindustrie op zee te identificeren. De SOSS groep bestond uit deskundigen uit een aantal landen, waaronder uit Nederland (Bureau Waardenburg, SOSS secretariaat partner). De SOSS groep heeft in 2012 een leidraaddocument gepubliceerd (Band 2012) voor het gebruik van een model voor de beoordeling van vogelaanvaringen bij windparken op zee (SOSS Band model 2012). De publicatie omvatte als bijlage een spreadsheet voor de berekeningen (hierna genoemd het Band model).

Achtergrond

Het Band model is ontwikkeld vanuit een theoretisch model over aanvaringsrisico's, eerst beschreven door Tucker (1996) en later door Band (2000) en Band *et al.* (2007). Dit model berekent het **aanvaringsrisico** van een individuele vogel die door het rotor-bestreken gebied van een draaiende windturbine vliegt. Een belangrijke aanname van deze modellen was dat vogels geen uitwijkmanoeuvre vertonen⁴. Dit aanvaringsrisico wordt vervolgens toegepast op het aantal vogels dat door het rotor-bestreken gebied vliegt, om tot een schatting van het aantal aanvaringen te komen.

Het Band model (2012) is toegespitst op gebruik bij windparken op zee. Het model is soort- en windpark-specifiek: het aantal aanvaringen wordt voor een bepaalde vogelsoort met een bepaalde type windturbine berekend en toegepast op een bepaald aantal turbines (totaal aantal van een windpark). Het model heeft een standaard berekeningswijze voor de vogelaantallen die door het rotor-bestreken gebied vliegen en daarmee ook voor het aantal aanvaringen van een bepaald windpark.

Het Band model heeft twee fundamentele routes voor het berekenen van het aantal vogelaanvaringen (aangeduid als Basic en Extended oftewel basis- en uitgebreid model), alsmede een optie om dichtheden van vliegende vogels of geschatte vogelfluxen te gebruiken (respectievelijk voor lokale vogels en migrerende vogels).

Zeevogels versus trekvogels

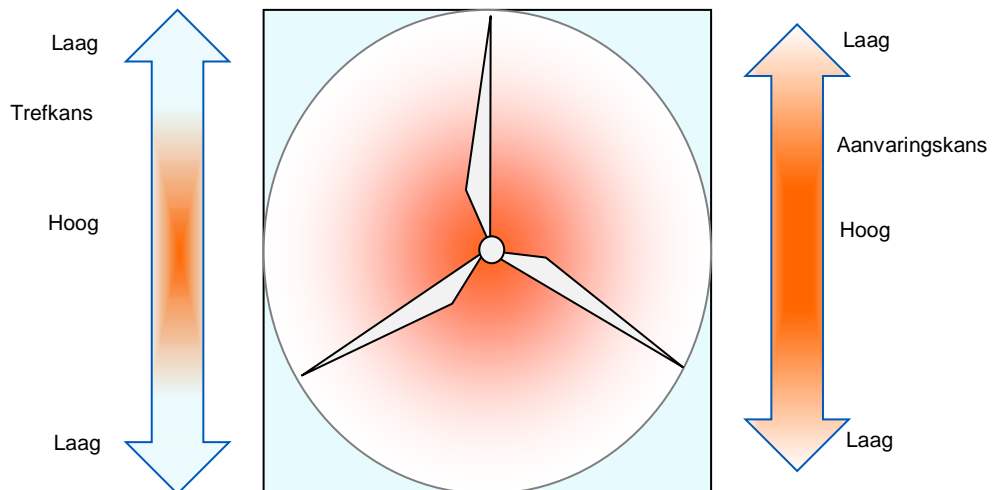
Berekeningen met het Band model kunnen dus op **dichtheden** van vliegende vogels of geschatte **fluxen** worden gebaseerd. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Als alternatief is expliciet voor trekvogels een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar).

⁴Volgens Tucker (1996) kunnen vogels windturbines ontwijken door wijzigingen in de vliegsnelheid, in gevallen waar de relatieve rotorsnelheid onder een bepaald niveau zit, zoals dicht bij de gondel. Dit aspect is niet beschreven in de modellen van Band (2000), Band *et al.* (2007) en Band (2012).

Basic versus Extended model

Het Band model biedt ook twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. Deze zijn grotendeels gebaseerd op het type gegevens over vlieghoogte. Het **Basic model** is gebaseerd op een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-bestreken gebied. Het **Extended model** is daarentegen gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringskans 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 IV.1). 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 Basic model is geschikter als vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte niet goed bekend zijn, of als andere factoren, zoals de variatie in vogelaantallen, belangrijker worden geacht.

In het Band model worden eerst soortspecifieke aanvaringskansen zonder vermijding berekend en worden later in het model vermijdingsniveaus toegepast. Vlieghoogteverdeling, net zoals aanvaringsrisico, is een functie van kenmerken van de vogelsoort (lengte, spanwijdte, snelheid en vluchttype (actieve- of zwevende vlucht)), en de windturbineconfiguratie (aantal bladen, rotorradius, rotatiesnelheid, maximum bladbreedte, pitch en ashoogte).



Figuur IV.1. 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.

Berekeningen in voorliggend MER

Vogelgegevens gepubliceerd door Snow & Perrins (1997a; 1997b) zijn gebruikt voor lengte (m) en spanwijdte (m), waarbij het middelpunt van de aangegeven ranges is genomen. Snelheden (m/s) voor de meeste soorten waren gepubliceerd door

Alerstam *et al.* (2007), die in enkele gevallen aangevuld zijn door elders gepubliceerde gegevens (Pennycuik 1997; Guilford *et al.* 2008). Bij soorten waarvan data over vliegsnelheid ontbraken, zijn waarden van een nauw verwante soort gebruikt. Vluchttype is voor elke soort op actieve vlucht gezet, omdat dit in een iets hogere aanvaringskans resulteert dan bij zwevende vlucht.

Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers is voor alle drie windparkalternatieven van het windparken in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (zie §1.1) berekend. Op basis van de turbinekenmerken en het verwachte aantal turbines is het rotorbestreken gebied voor elke alternatief berekend. Voor de berekeningen is de aanname gedaan dat het windpark het hele jaar door, zonder ophoud operationeel is.

Zeevogels

Berekeningen in voorliggend MER zijn voor zeevogels met het Extended model uitgevoerd. Vlieghoogteverdelingen voor het Extended model zijn uit de overzichtsstudie van Johnston *et al.* (2014) genomen. In combinatie met turbinekenmerken zijn vervolgens soortspecifieke aanvaringskansen gegenereerd. De kracht van deze laatste publicatie is dat hier een review is gemaakt van alle beschikbare data ten aanzien van vlieghoogtes van verschillende soorten zeevogels. In recente jaren zijn enkele publicaties verschenen met nieuwe inzichten ten aanzien van vlieghoogtes, zoals bijvoorbeeld voor de kleine mantelmeeuw (Corman & Garthe 2014, Ross-Smith *et al.* 2016). In de toekomst zou het combineren van al deze afzonderlijke studies op verschillende locaties kunnen leiden tot een aangepaste vlieghoogteverdeling voor deze soort, echter op dit moment is deze nog niet beschikbaar.

Dichtheden van vliegende vogels zijn voor elke soort per maand bepaald (zie §2). Deze dichtheden zijn in het model op basis van vliegsnelheid, locatie-specifiek daglicht- en nachturen en nachtactiviteit van elke soort (cf. Bradbury *et al.* 2014) omgerekend naar soort- en locatie specifieke fluxen. Een uitzondering hiervan vormen de soorten kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw. Voor deze soorten zijn op basis van data afkomstig van GPS-zenders aangebracht aan vogels in Nederlandse, Belgische en Engelse kolonies rondom Nederlandse Noordzee nieuwe waarden bepaald voor vlieghoogte, vliegsnelheid, fractie tijd in vlucht en nachtelijke activiteit (Gyimesi *et al.* 2017a). De resulterende soort-specifieke fluxen zijn vermenigvuldigd met soort-specifieke aanvaringskansen leverde het potentiële aantal aanvaringslachtoffers per maand zonder vermijding op.

Trekvogels

De berekeningen voor trekvogels zijn met het Basic model uitgevoerd. Dit omdat gedetailleerde informatie over de vlieghoogteverdeling van trekvogels op rotorhoogte grotendeels ontbreekt. 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.

Jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn per soortgroep bepaald (zie §2.3). Op deze fluxen zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast (zie §2.3). Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die een representatieve soort is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort) binnen de soortgroep. Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, 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 vermijding op.

Vermijdingsniveaus

De laatste stap in de berekeningen, het toepassen van vermijdingspercentages, is een van de belangrijkste stappen bij het bepalen van het werkelijke aantal aanvaringen (Chamberlain *et al.* 2006, Drewitt & Langston 2006). Vermijdingsgedrag kan op twee niveaus plaatsvinden: macro-vermijding: het vermijden van het gehele windpark; en micro-vermijding: het vermijden van individuele turbines binnen het windpark. Algeheel vermijding kan geïllustreerd worden als:

$$\text{Vermijding} = 1 - ((1 - \text{macro-vermijding}) * (1 - \text{micro-vermijding}))$$

Ondanks alle aandacht naar vogelaanvaringen met windturbines, zijn slechts weinig data bekend over vermijdingsniveaus. Vermijdingsgedrag is moeilijk te kwantificeren en kan per omgevings- en ecologische factor, alsmede per windparkconfiguratie variëren (Krijgsveld 2014).

Op basis van de beschikbare gegevens wordt over het algemeen aanvaard dat vermijdingsniveaus van vogels waarschijnlijk hoog zijn, vaak hoger dan 98% en bij veel zeevogels hoger dan 99% (Cook *et al.* 2012). De Scottish Natural Heritage raadt het gebruik van 98% voor veel soorten aan, waaronder voor duikers, meeuwen en sterns (SNH 2010), hoewel Cook *et al.* (2012) 99.75% als een realistischer vermijdingsniveau beschouwen. Berekeningen van de voorliggende studie volgden de aanbevelingen van Maclean *et al.* (2009). Op basis van een overzicht van de beschikbare studies hebben zij de volgende vermijdingsniveaus bepaald: 99% voor duikers, eenden, ganzen, futen, aalscholvers, sterns en de papegaaiduiker; 99,5% voor de jan-van-gent, alken en meeuwen; en 99,9% voor de noordse stormvogel en pijlstormvogels. Vermijdingspercentages van trekvogels zijn gebaseerd op overzichten van Cook *et al.* (2012) en Wright *et al.* (2012). Het toepassen van deze vermijdingspercentages leverde het **geschatte totaal aantal aanvaringslachtoffers** voor zeevogels en trekvogels op.

Literatuur

Details over de SOSS groep en haar projecten, samen met alle documentatie over het Band model (2012) is te vinden op de website:
<http://www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss>

- 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).
- Band, W., 2000. Windfarms and Birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Guidance Notes Series. Scottish Natural Heritage.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. SOSS, The Crown Estate, London, UK.
- Band, W., Madders, M. & 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*. pp. 259-275. Quercus, Madrid, Spain.
- 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.
- Chamberlain, D.E., M.R. Rehfisch, A.D. Fox, M. Desholm & S.J. Anthony, 2006. The effect of avoidance on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148(1): 198-202.
- Cook, A.S.C.P., L.J. Wright & N.H.K. Burton, 2012. A Review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore windfarms. Crown Estate Strategic Ornithological Support Services (SOSS), project SOSS-02. BTO Research Report 618.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148(1): 29-42.
- Guilford, T.C., J. Meade, R. Freeman, D. Biro, T. Evans, F. Bonadonna, D. Boyle, S. Roberts & C.M. Perrins, 2008. GPS tracking of the foraging movements of Manx Shearwaters *Puffinus puffinus* breeding on Skomer Island, Wales. *Ibis* 150(3): 462-473.
- Johnston, A., Cook, A.S.C.P., Wright, L.J., Humphreys, E.M. & 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.
- Krijgsveld, K.L., 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report 13-268, Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.
- Maclean, I.M.D., L.J. Wright, D.A. Showler & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Pennycuik, C., 1997. Actual and 'optimum' flight speeds: field data reassessed. *Journal of Experimental Biology* 200(17): 2355-2361.
- SNH, 2010. Use of avoidance rates in the SNH wind farm collision risk model. SNH Avoidance Rate Information & Guidance Note. Scottish Natural Heritage, Inverness, UK.
- Snow, D.W. & C.M. Perrins, 1997a. *The Birds of the Western Palearctic. Volume 1 Non-passerines*. Oxford University Press, Oxford.
- Snow, D.W. & C.M. Perrins, 1997b. *The Birds of the Western Palearctic. Volume 2 Passerines*. Oxford University Press, Oxford.
- Tucker, V.A., 1996. A mathematical model of bird collisions with wind turbine rotors. *Journal of Solar Energy Engineering* 118: 253-262.
- Wright, L.J., V.H. Ross-Smith, D. Massimino, D. Dadam, A.S.C.P. Cook & 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). Crown Estate Strategic Ornithological Support Services (SOSS), project SOSS-05. BTO Research Report 592.

Bijlage V: 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 ($100\% * 0,66$ (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 V.1 is een voorbeeldberekening gedaan voor de aanvaringssslachtoffers in Kavel VI van Hollandse Kust (west) voor een lokale zeevogel (kleine mantelmeeuw), een kolonievogel (jan-van-gent) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels). 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 V.1 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in Kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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
		76 * 10 MW ø 164 m	47 * 16 MW ø 279 m
Driebladige	kleine mantelmeeuw	33	16
	jan-van-gent	4	1
	zangvogels	1.388	1.381
Tweebladige	kleine mantelmeeuw	25	12
	jan-van-gent	3	1
	zangvogels	961	944

Bijlage VI: Gunstige Staat van Instandhouding voor vogels

VI.1 Aanleiding

In het verleden heeft het Rijk de Commissie voor de Milieueffectrapportage gevraagd te adviseren over de benodigde inhoud van het MER voor de kavels III en IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). De Commissie heeft destijds op 27 februari 2017 een advies uitgebracht over de reikwijdte en detailniveau van het milieueffectrapport voor Hollandse Kust (zuid) (cieMER 2017). Daarin stelt de Commissie ten aanzien van de beoordeling van effecten van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) op vogels dat het gebruik van de Potential Biological Removal (PBR) “zich vooral richt op de gevolgen voor de gunstige staat van instandhouding van populaties, en niet op de gevolgen voor specifieke instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden”. De Commissie adviseert daarom bij soorten waarvan de additionele sterfte onder de 1%-mortaliteitsnorm en/of de PBR uitkomt, maar de populaties niet vitaal zijn, ook na te gaan of het voornemen afbreuk kan doen aan de beoogde Gunstige Staat van Instandhouding (GSI). Deze bijlage is bedoeld als invulling van dit advies voor kavel VI en VII van Hollandse Kust (west).

VI.2 Inleiding

De Staat van Instandhouding (Svl), zoals geformuleerd binnen de Habitatrichtlijn, is een maat voor de duurzaamheid van een populatie. De Vogelrichtlijn kent het begrip Svl niet als zodanig, maar in de Wet natuurbescherming wordt het begrip Svl wel gehanteerd in relatie tot soorten van de Vogelrichtlijn.

In de kavels VI en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) zullen naar verwachting vogelslachtoffers vallen onder een veelheid aan soorten. Om te beoordelen of deze additionele sterfte een effect heeft op de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de betrokken populaties is 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie (1%-mortaliteitsnorm) in het MER toegepast als een eerste ‘grove zeef’ (Steunpunt Natura 2000 2010). Deze inschatting wordt weergegeven in Bijlage 7 (Beoordeling soortenbescherming Wet Natuurbescherming) van het MER.

Als de huidige staat van instandhouding als ongunstig te boek staat (informatie per soort opvraagbaar via www.sovon.nl) én de voorspelde sterfte niet ver onder de 1%-mortaliteitsnorm ligt, heeft Bureau Waardenburg voor onshore windparken een methodiek ontwikkeld om te beschrijven in hoeverre de voorziene additionele sterfte naar verwachting het bereiken van een gunstige staat van instandhouding in de weg zal staan. In deze analyse worden ook de effecten van andere projecten en activiteiten die vogelslachtoffers eisen betrokken.

Voornoemde methodiek voor onshore windparken is specifiek bedoeld voor vogels die hoofdzakelijk als lokale vogel slachtoffer worden in het (geplande) windpark. Deze

vogels behoren namelijk allemaal tot de Nederlandse (broed)populatie waarvan de Svl bekend is en waarvoor een analyse van het effect op de Svl mogelijk is. Op zee betreffen de slachtoffers veelal trekvogels en niet lokale vogels. In zo'n geval moet naar de flyway populatie gekeken worden, waarvan de Svl in veel gevallen niet (goed) bekend is.

In deze bijlage wordt (voor zover mogelijk) nagegaan wat de effect van kavels VI en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de GSI van de betrokken populaties is, ook in verhouding tot andere ontwikkelingen en activiteiten.

VI.3 Soortenlijst

In Bijlage 7 van het MER zijn in tabel VII.2 140 vogelsoorten gepresenteerd waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks een of meerdere individuen slachtoffer zullen worden van een aanvaring met een windturbine in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Deze soorten zijn ingedeeld in vogels op seizoenstrek (soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied; 128 soorten) en lokaal verblijvende vogels (soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied; 12 soorten).

Foppen *et al.* (2016) hebben in het kader van een studie naar de ecologische haalbaarheid van de landelijke instandhoudingsdoelen voor vogels de staat van instandhouding van alle vogelsoorten bepaald, waarvoor Nederland in het kader van de Vogelrichtlijn Natura 2000-gebieden heeft aangewezen. Foppen *et al.* (2016) hebben hun beoordeling per soort voor de Nederlandse broedvogel en/of niet-broedvogel populaties gedaan. Broedvogelsoorten die een terrestrische levenswijze hebben, kunnen uitsluitend tijdens de trek in offshore windenergiegebieden terecht komen. Voor Nederlandse broedvogels geldt dat ze normaliter niet richting het noorden of westen trekken, waar de Nederlandse offshore windenergiegebieden liggen, en komen zodoende slechts incidenteel in Nederlandse offshore windparken voor. De terrestrische broedvogelsoorten die in Nederlandse offshore windparken tijdens de trek verwacht worden, broeden voornamelijk in Groot-Brittannië of in Scandinavië (zie bijlage II van het Achtergronddocument van het MER). Daarom moet de staat van instandhouding van de flyway populatie van deze soorten in beschouwing genomen worden en niet de staat van instandhouding van de Nederlandse broedpopulatie.

Op basis hiervan focussen we hier uitsluitend op zeevogelsoorten die in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) voorkomen (conform de lijst die in het Achtergronddocument (bijlage 4 van het MER wordt behandeld) of terrestrische vogelsoorten die de zuidelijke Noordzee oversteken (trekvogels).

Van deze soorten behandelen we in voorliggende bijlage alleen de soorten met een "matig ongunstige" en "zeer ongunstige" Svl, maar wel alleen voor de betreffende categorieën (broedvogels of niet-broedvogels) zoals gedefinieerd door Foppen *et al.*

2016. Het kan dus zijn dat er slachtoffers vallen onder soorten met een ongunstige Svl die toch niet behandeld worden, omdat dit niet de juiste populatie betreft (bv. het eindoordeel van kleine mantelmeeuw is 'matig ongunstig', echter dit betreft de niet-broedvogelpopulatie, en daarom wordt deze niet meegenomen in onze analyse van lokale vogels (zie verder onderstaand)).

De combinatie van de soortenlijst in bijlage 7 van het MER en de soorten met een ongunstige staat van instandhouding van de relevante populatie resulteert in een lijst van 50 vogelsoorten die als trekvogel ('niet-broedvogel' in terminologie Foppen *et al.* 2016, verder aangeduid als 'tv') of als lokale vogel (in terminologie van Foppen *et al.* 2016 'broedvogel' en verder aangeduid als 'lv') potentieel slachtoffer in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) kunnen worden. Hiervan zijn er drie soorten (visdief, noordse stern en zilverbreeuw) die zowel als trekvogel en als lokale vogel slachtoffer kunnen worden, en één soort (stormmeeuw) die uitsluitend als lokale vogel slachtoffers kan worden (tabel VI.1).

Tabel VI.1 Trekvogelsoorten en zeevogelsoorten met (in Nederland) matig ongunstige (MO) of zeer ongunstige (ZO) eindoordeel van Staat van Instandhouding hebben (Svl; cf. Foppen et al. 2016) en die in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor kunnen komen en slachtoffer kunnen worden als gevolg van een aanvaring met een windturbine of als gevolg van habitatverlies. De Svl is weergegeven op basis van de populatiegrootte van de soort en het eindoordeel (combinatie van verspreiding, populatie, leefgebied en toekomstperspectief). lv = lokale vogels; tv = trekvogels; onb = onbekend. Bij soorten zonder aanduiding betreft de Svl de trekvogelpopulatie (niet-broedvogels volgens Foppen et al. 2016).

soort	populatie	eindoordeel
fuut	MO	MO
roodhalsfuut	onb	MO
kleine zwaan	ZO	ZO
kleine rietgans	MO	MO
zwartbuikrotgans	MO	MO
smient	MO	MO
wilde eend	ZO	ZO
tafeleend	ZO	ZO
kuifeend	MO	MO
topper	MO	MO
eider	ZO	ZO
zwarte zee-eend	ZO	ZO
bruine kiekendief	onb	MO
blauwe kiekendief	onb	MO
smelleken	MO	MO
waterhoen	MO	MO
meerkoet	MO	MO
scholekster	ZO	ZO
kluut	MO	MO
goudplevier	MO	MO
kievit	MO	MO
kanoet	G	MO
grutto	ZO	ZO
regenwulp	onb	ZO
wulp	MO	MO
zwarte ruiters	ZO	ZO
tureluur	MO	MO
steenloper	MO	MO
kleine mantelmeeuw	onb	MO

zilvermeeuw (tv)	G	MO
zilvermeeuw (lv)	MO	MO
grote mantelmeeuw	G	MO
stormmeeuw (lv)	MO	MO
visdief (lv)	ZO	ZO
visdief (tv)	onb	ZO
noordse stern (tv)	onb	MO
noordse stern (lv)	ZO	ZO
zwarte stern	ZO	ZO
velduil	onb	ZO
veldleeuwerik	G	MO
boompieper	onb	ZO
oeverpieper	onb	MO
gele kwikstaart	onb	MO
beflijster	onb	ZO
kramsvogel	G	MO
koperwiek	MO	MO
goudhaan	MO	MO
zwarte mees	G	MO
roek	ZO	ZO
keep	MO	MO
sijns	MO	MO
ijsgors	onb	ZO
sneeuwgorst	onb	ZO

VI.4 Analyse Staat van Instandhouding per soort

Voor de meeste soorten (90 van 140) die in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) potentieel slachtoffer kunnen worden is de huidige staat van instandhouding van de populatie als **gunstig** beoordeeld en/of is de **populatie stabiel of groeiende** (Foppen *et al.* 2016). Dat wil zeggen dat de sterfte bij bestaande hoogspanningslijnen of windparken of andere bouwwerken / activiteiten die sterfte veroorzaken niet heeft geleid tot een afname van de Nederlandse populatie van deze soorten. Als we alleen kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) beschouwen, is de sterfte bij deze soorten zeer beperkt ten opzichte van de reeds bestaande sterfte door natuurlijke of andere antropogene oorzaken. Een effect van kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de GSI van de betrokken populaties van deze soorten kan daarom ook in een breder perspectief gezien met zekerheid uitgesloten worden.

Voor de 50 soorten gepresenteerd in tabel VI.1 is de huidige staat van instandhouding als **(matig/zeer) ongunstig** beoordeeld (Foppen *et al.* 2016). Er zijn diverse redenen waarom de Svl ongunstig kan zijn. Deze hangen in het algemeen samen met de verspreiding, populatie, voedselbeschikbaarheid, jachtdruk, leefgebied of toekomstperspectief.

VI.4.1 Trekvogelsoorten

46 van de 50 soorten die potentieel slachtoffer kunnen worden in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) en een ongunstige Svl hebben, komen uitsluitend als trekvogels in het plangebied voor. Dat betekent dat deze vogels twee

keer per jaar de Noordzee oversteken, waarbij ze in theorie in windenergiegebied Hollandse Kust (west) terecht kunnen komen. Daarbij dient opgemerkt te worden dat de Svl van de flyway populatie niet per definitie ongunstig is als de Svl van de Nederlandse (broed)populatie ongunstig is. De aantallen slachtoffers van deze soorten in kavels VI en VII zijn laag, terwijl de populaties waartoe de potentiële slachtoffers behoren in de meeste gevallen (zeer) groot zijn (zie tabel VII.4 in Bijlage 7 van het MER). Daarom is de *additionele* sterfte veroorzaakt door kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) bij deze soorten zeer beperkt ten opzichte van de grootte van de relevante flyway-populatie in vergelijking met de al bestaande sterfte (zie Bijlage VII van het MER). Voor geen enkele soort zal de geschatte of berekende sterfte in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) boven de 1%-mortaliteitsnorm liggen.

Bovendien hangt de ongunstige staat van instandhouding bij deze 46 soorten in veruit de meeste gevallen samen met oorzaken die zich buiten Nederland afspelen. Als voorbeeld beschrijven we hier de situatie van de kleine zwaan, die de kleinste populatie (9.986 vogels) heeft van alle trekvogelsoorten die in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) kunnen voorkomen en waarvoor de staat van instandhouding van de populatie als zeer ongunstig is beoordeeld (Foppen *et al.* 2016). De aantallen kleine zwanen zijn in de laatste decennium in Nederland sterk afgenomen. Deze afname lijkt samen te hangen met een laag broedsucces en de oorzaak wordt dan ook gezocht in de broedgebieden (Natura 2000 profiel). De oorzaak van deze ongunstige staat van instandhouding ligt dus niet in sterfte bij bestaande hoogspanningslijnen of windparken. Daarom kan geconcludeerd worden dat een negatief effect van kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de GSI van kleine zwanen ook in een breder perspectief moet worden gezien. Significante negatieve effecten zijn met zekerheid uit te sluiten.

Andere trekvogelsoorten hebben een veel grotere populatieomvang dan de kleine zwaan en daarnaast zullen de aantallen slachtoffers per soort verwaarloosbaar zijn. Zo vallen onder alle steltlopers en eendachtigen maximaal 5 slachtoffers. Indien we deze vijf slachtoffers op enkel twee soorten betrekken met een relatief kleine populatieomvang (zoals bijvoorbeeld de roodhalsfuut en de steenloper met 42.000 en 57.298 vogels respectievelijk) én een ongunstige staat van instandhouding, dan nog zullen met zekerheid geen invloed hebben op het behalen van de gunstige staat van instandhouding van de betrokken populaties.

VI.4.2 Lokale vogelsoorten

Naast de 46 vogelsoorten die als trekvogel potentieel slachtoffer in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) kunnen worden, kunnen bij de visdief, noordse stern, zilvermeeuw en stormmeeuw ook onder lokale vogels slachtoffers vallen. Bij deze soorten kan aan de Nederlandse populatie van de soort getoetst worden.

Visdief en noordse stern

Bij lokaal voorkomende visdieven en noordse sterns worden slachtoffers uitsluitend in het broedseizoen verwacht in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust

(west). Het gaat bij Alternatief 1 in Kavel VII om jaarlijks 1 slachtoffer, terwijl in de andere gevallen geen jaarlijkse slachtoffers verwacht worden.

De Svl van visdieven en noordse sterns wordt als zeer ongunstig beoordeeld (Foppen *et al.* 2016), echter de voorziene sterfte onder visdieven en noordse sterns bedraagt maximaal één slachtoffer per jaar. Met een populatie van ruim 30.000 vogels en een 1% mortaliteitsnorm van 32 vogels valt deze sterfte weg, en is een effect van kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de GSI van de betrokken populaties in een breder perspectief gezien met zekerheid uit te sluiten.

Zilvermeeuw

Bij de zilvermeeuw kunnen gedurende het hele jaar slachtoffers vallen in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Er worden zowel in Kavel VI als in Kavel VII 15 slachtoffers per jaar verwacht bij Alternatief 1, en 9 slachtoffers bij Alternatief 2.

De Nederlandse populatie van zilvermeeuwen neemt sinds het begin van de jaren negentig geleidelijk af (Hornman *et al.* 2016). Dit is het gevolg van het afnemen van het aantal broedparen als gevolg van predatie door de vos (verdwijning kolonies in Hollandse duinstreek) en verminderd voedselaanbod (b.v. afdekken vuilstorten). Sterfte in bestaande windparken en bij bestaande hoogspanningslijnen is aanzienlijk, maar blijft ruim onder de PBR-norm van de betrokken populaties (Rijkswaterstaat 2019). Er zijn daarnaast geen aanwijzingen dat deze sterfte van invloed is geweest op de huidige staat van instandhouding. De *additionele* sterfte in kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) en bij andere recent vergunde of recent gerealiseerde windparken is (zeer) beperkt ten opzichte van de al bestaande sterfte. Bovendien valt een aanzienlijk deel van de slachtoffers in de wintermaanden, en betreffen dus niet-broedvogels. De drukfactor betreft voornamelijk aanvaringslachtoffers, wat een negatief effect op de populatiegrootte kan veroorzaken, maar niet op de Svl aspecten kwaliteit van het leefgebied of de verspreiding van de soort. De populatiegrootte van de zilvermeeuw als niet-broedvogel is echter als gunstig beoordeeld (Foppen *et al.* 2016; tabel VI.1) en zal veerkrachtig genoeg zijn om de additionele sterfte door kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op te vangen. Op basis hiervan is een effect van kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de GSI van de betrokken populatie ook in een breder perspectief gezien daarom met zekerheid uit te sluiten.

Stormmeeuw

De Svl van de stormmeeuw als broedvogel in Nederland is als matig ongunstig beoordeeld. Echter, de slachtoffers onder stormmeeuwen vallen uitsluitend in de wintermaanden in Kavel VI en Kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west), en betreffen dus niet-broedvogels. Daarentegen wordt de Svl van de stormmeeuw voor niet-broedvogels als gunstig beoordeeld. Op basis hiervan is een effect van kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de GSI van de betrokken populatie ook in een breder perspectief gezien daarom met zekerheid uit te sluiten.

VI.5 Literatuur

- cieMER, 2017. Kavelbesluiten III en IV Hollandse Kust (zuid). Advies over reikwijdte en detailniveau van het milieueffectrapport. Commissie voor de milieueffectrapportage, Utrecht.
- Foppen, R., M. van Roomen, L. van den Bremer & R. Noordhuis, 2016. De ecologische haalbaarheid van de Natura 2000 instandhoudingsdoelen voor vogels. Sovon-rapport 2016/51. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- 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.
- Hornman, M., F. Hustings, K. Koffijberg, O. Klaassen, E. van Winden, Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep & L. Soldaat. 2016. Watervogels in Nederland in 2014/2015. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- 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.
- Steunpunt Natura 2000, 2010. Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. RegieBureau Natura 2000, Utrecht.

Bijlage VII: Effecten van multirotors

In dit rapport zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines met één rotoroppervlak. Recentelijk zijn echter ontwikkelingen gaande om windparken met multirotors te vullen. Dat zijn windturbines waarbij niet één, maar meerdere rotors aan een mast of meerdere masten bevestigd zijn. Om voor ontwikkelaars het mogelijk te maken om voor multirotors te kiezen in Hollandse Kust (west), wordt in deze bijlage ingegaan op de mogelijke verschillen in effecten tussen single-rotor turbines en multirotors, om zo tot een betere afweging te kunnen komen. Concrete ervaringen met multirotors zijn echter nog niet voorhanden, en daarom is onderstaande beschrijving kwalitatief van aard.

Vogels

Aanvaringen

Berekeningen over aanvaringslachtoffers van vogels in het achtergronddocument zijn uitgevoerd met het Extended Band-model. Dit model is ontwikkeld voor het beoordelen van vogelaanvaringen met windturbines in offshore windparken. Het model worden is gebaseerd op de afmetingen en draaisnelheid van de rotorbladen, waarbij de ondersteunende structuren (torens, masten) niet meegenomen worden in de berekening. Voor de meeste vogelsoorten zijn de bewegende rotors waarschijnlijk de hoofdoorzaak van aanvaringen, met uitzondering van laagvliegende vogels (bijvoorbeeld alken) of onder slechte zichtomstandigheden wanneer vogels ook tegen de mast aan kunnen vliegen.

Het model is gebaseerd op een standaardrotor die bestaat uit een bepaald aantal rotorbladen die in een verticaal vlak rond een centraal punt roteren. Het model berekent de kans van een aanvaring voor een vogel die door het rotoroppervlak van een actieve windturbine vliegt, die vervolgens vermenigvuldigd wordt met het totale aantal vogels door het totale rotoroppervlak van het windpark vliegt (flux). In het geval van multirotors wordt het rotoroppervlak per windturbine groter. Of het totale rotoroppervlak van een windpark met multirotors groter is dan met traditionele windturbines hangt af van het vermogen van een multirotor ten opzichte van een traditionele windturbine. Als een multirotor een hoger vermogen heeft, hoeven minder turbines geplaatst te worden. Om het totale rotoroppervlak van een windpark met multirotors gelijk te houden aan windpark met traditionele windturbines, moet echter het vermogen van een multirotor ten opzichte van een traditionele windturbine ook evenredig groter zijn met het rotoroppervlak. Hoe deze verhoudingen liggen, is momenteel onbekend.

Naast het totale rotoroppervlak wordt de flux van vogels vooral bepaald door de verhouding tussen rotorhoogte en de vlieghoogte van de betreffende vogel. Bij de huidige ontwerpen van multirotors bestaat de kans dat een aantal rotors lager komt te hangen dan bij traditionele turbines. Als de vogel vlieghoogte constant blijft, kan dit betekenen dat bij een multirotor meer vogels op rotorhoogte vliegen dan bij traditionele turbines, met meer berekende aanvaringen tot gevolg. Tegelijkertijd kan bij

multirotors de ashoogte van de bovenste rotors hoger komen te staan dan bij traditionele turbines, waardoor het aantal aanvaringen dan weer lager uit zou vallen dan bij traditionele turbines. Het effect van de lagere rotors is naar verwachting groter dan van de hogere rotors, en daarmee zullen naar verwachting meer slachtoffers bij een enkele multirotor vallen dan bij een traditionele windturbine. Hoe de exacte verhoudingen in aantal aanvaringen komen te liggen is echter afhankelijk van de posities van de rotors, waar momenteel nog geen uitspraak over te doen is.

Vermijding

Vermijding van windturbines heeft habitatverlies als consequentie. Tegelijkertijd geldt het dat hoe meer vogels de windturbines vermijden, hoe lager het aantal aanvaringen komt te liggen. Bovenstaande beschrijving van aanvaringen houdt geen rekening met verschillen in vermijding tussen multirotors en traditionele windturbines. Het vermijdingspercentage en de manier waarop vermijding in het Band-model worden toegepast, zijn gebaseerd op een turbine met één rotor. Omdat bij multirotors meerdere bewegende rotors aanwezig zijn, zal het vermijdingsgedrag van vogels bij multirotors waarschijnlijk niet hetzelfde zijn als bij turbines met één rotor.

Het vermijden van multirotors verschilt waarschijnlijk van dat van een turbine met één rotor op verschillende schalen. Ten eerste kunnen meerdere rotores de zichtbaarheid van een turbine vergroten en resulteren in grotere vermijding op macro- (vermijding van het hele windpark) of mesoniveau (vermijding van een windturbine), waardoor minder vogels een kans op aanvaring hebben. Ten tweede kan het vermijden van een van de rotores (micro-ontwijking) van een multirotor ertoe leiden dat de vogel in één van de andere rotores terecht komt, wat in een hoger aantal aanvaringen kan resulteren. Dit in tegenstelling tot traditionele windturbines waar het vermijden van een rotor in een lagere aanvaringskans resulteert. Momenteel zijn geen mogelijkheden in het Band-model om voor dit fenomeen (vermijden van een rotor dat tot een hogere flux bij andere rotores leidt) te corrigeren, daarvoor is de aanpassing van het model vereist. Bovendien moeten mogelijk de huidige uitwijkinspercentages worden aangepast.

Habitatverlies

Zoals hierboven geschetst, kan de aanwezigheid van meerdere rotores de zichtbaarheid van multirotors vergroten. Voor verstoringsgevoelige vogelsoorten, zoals alken en duikers, kan dit toe leiden dat meer vogels het windpark vermijden en/of op een grotere afstand het windpark vermijden. Hierdoor kunnen de effecten van een windpark als gevolg van habitatverlies groter worden bij multirotors ten opzichte van traditionele windturbines.

Vleermuizen

In het algemeen is het verondersteld dat voor vleermuizen windturbines eerder een aantrekkende werking hebben dan versturende. Daarom beperken bij vleermuizen de verwachte negatieve effecten van windturbines zich tot aanvaringen, habitatverlies

speelt geen rol. Bovendien is vermindering van rotorbladen bij vleermuizen nog niet eerder waargenomen. Op basis hiervan is de verwachting dat bij een multirotor met een groter rotoroppervlak per windturbine ten opzichte van een traditionele windturbine per saldo meer aanvaringslachtoffers zullen vallen. Omdat vleermuizen in het algemeen laag vliegen, zullen bij een multirotor met (enkele) rotors lager gepositioneerd dan bij traditionele windturbines in verhouding ook meer vleermuislachtoffers vallen.

Vissen en benthos

Eventuele effecten van windturbines op vissen en benthos beperken zich vanzelfsprekend tot onder water. In dat opzicht zijn de effecten van een multirotor uitsluitend anders van een traditionele turbine als het aantal masten ook verandert. Zo'n verandering kan tot gevolg hebben dat er meer geheid moet worden, maar de exacte effecten kunnen alleen inzichtelijk worden gemaakt als de verhouding tussen het vermogen per multirotor en het aantal masten per multirotor bekend zijn. Tegelijkertijd kunnen de masten van een multirotor mogelijk kleiner zijn dan van traditionele windturbines, waardoor de hei-intensiteit per mast lager wordt. Ook hier geldt het voor dat exacte gegevens over het aantal masten en grootte van de masten nodig zijn om concrete uitspraken te kunnen doen.

Offshore windenergiegebied Hollandse Kust (west)

Effecten van aanleg op zeezoogdieren

Dr. F. Heinis

Eindrapport d.d. 29 augustus 2019



*onderzoek en advies in
waterbeheer en ecologie*

Inhoud

1	Inleiding.....	3
1.1	Achtergrond en kader.....	3
1.2	Offshore windenergiegebied Hollandse Kust (west)	3
2	Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark	5
2.1	Overzicht stappen effectbepaling.....	5
2.2	Bepaling van het brongeluid en de verspreiding ervan	6
2.3	Berekening van effecten door heien op bruinvissen en zeehonden	8
2.4	Beoordeling van effecten	14
3	Effecten van aanleg windenergiegebied Hollandse Kust (west) – kavel VI	16
3.1	Inleiding	16
3.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren.....	16
3.3	Effecten op Natura 2000-gebieden	21
3.4	Effecten op beschermde soorten	25
3.5	Mitigerende maatregelen.....	25
4	Effecten van aanleg windenergiegebied Hollandse Kust (west) – kavel VII	27
4.1	Inleiding	27
4.2	Effecten op populaties van zeezoogdieren.....	27
4.3	Effecten op Natura 2000-gebieden	31
4.4	Effecten op beschermde soorten	34
4.5	Mitigerende maatregelen.....	35
5	Cumulatieve effecten	36
5.1	Afbakening.....	36
5.2	Cumulatieve effecten van Hollandse Kust (west)	36
5.3	Cumulatieve Effecten wind op zee op NCP (2016 – 2030)	41
6	Leemten in kennis	42
7	Referenties	45

BIJLAGEN

Bijlage 1 Modelling heigeluid

Bijlage 2 Modelling geofysische surveys

Bijlage 3 Gehoorgevoeligheid bruinvis en zeehond

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*).

In het afgelopen decennium is de kennis over en het inzicht in de mogelijke effecten van heigeluid op de dominant in de Noordzee voorkomende zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden) sterk toegenomen. Deze kennis is verwerkt in het in 2015 opgestelde 'Kader Ecologie en Cumulatie' (KEC). Dit toetsingskader bevat o.a. een aanpak voor het bepalen en beoordelen van cumulatieve effecten van het tijdens de aanleg geproduceerde impulsieve onderwatergeluid op belangrijke populaties van zeezoogdieren (Heinis e.a. 2015).

Door het sluiten van het Energieakkoord in 2013 is tot 2023 voorzien in de ontwikkeling van windparken in de windenergiegebieden Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord). 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 bepaalde aangewezen windenergiegebieden voor de periode tot 2030 opgenomen. De kavelbesluiten voor de ontwikkeling van windenergie op zee in deze gebieden moeten ook worden beoordeeld aan de hand van het toetsingskader Ecologie en Cumulatie (KEC). In het KEC (update 2016) is met deze nieuwe ontwikkelingen echter nog geen rekening gehouden. Een nieuw KEC, waarin drie nieuwe windenergiegebieden, inclusief windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn meegenomen, is daarom begin 2019 gepubliceerd (www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie-zee/ecologie/cumulatie/kader-ecologie/). 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. In het KEC 3.0 zijn ook grenzen gesteld aan de hoeveelheid tijdens de bouw te produceren onderwatergeluid (geluidsnorm) om ervoor te zorgen dat een bepaalde ecologische norm niet wordt overschreden (zie verder § 2.3).

1.2 OFFSHORE WINDENERGIEGEBIED HOLLANDSE KUST (WEST)

In het windenergiegebied Hollandse Kust (west) zullen twee kavels worden uitgegeven, kavel VI en kavel VII. Voor kavel VI zullen bovendien twee verkavelingsvarianten worden onderzocht, een noordelijke variant (het basisalternatief) en een zuidelijke, ten zuiden van kavel VII gelegen verkavelingsalternatief (Ministerie van EZK, 2019).

Bij het bepalen en beoordelen van de effecten van de constructie van de windparken zijn daarnaast voor elk van de twee kavels (VI en VII) twee alternatieve opstellingen onderzocht:

- Alternatief 1, een opstelling met 76 turbines van 10 MW;
- Alternatief 2, een opstelling met 47 turbines van 16 MW.

Met deze twee alternatieven kan een beeld worden gekregen van de maximale bandbreedte van mogelijke effecten. Voor beide alternatieven is verder uitgegaan van monopaalfunderingen,

waarvan er, als de weersomstandigheden andere logistieke omstandigheden dat toelaten 2 per 3 dagen worden geheid.

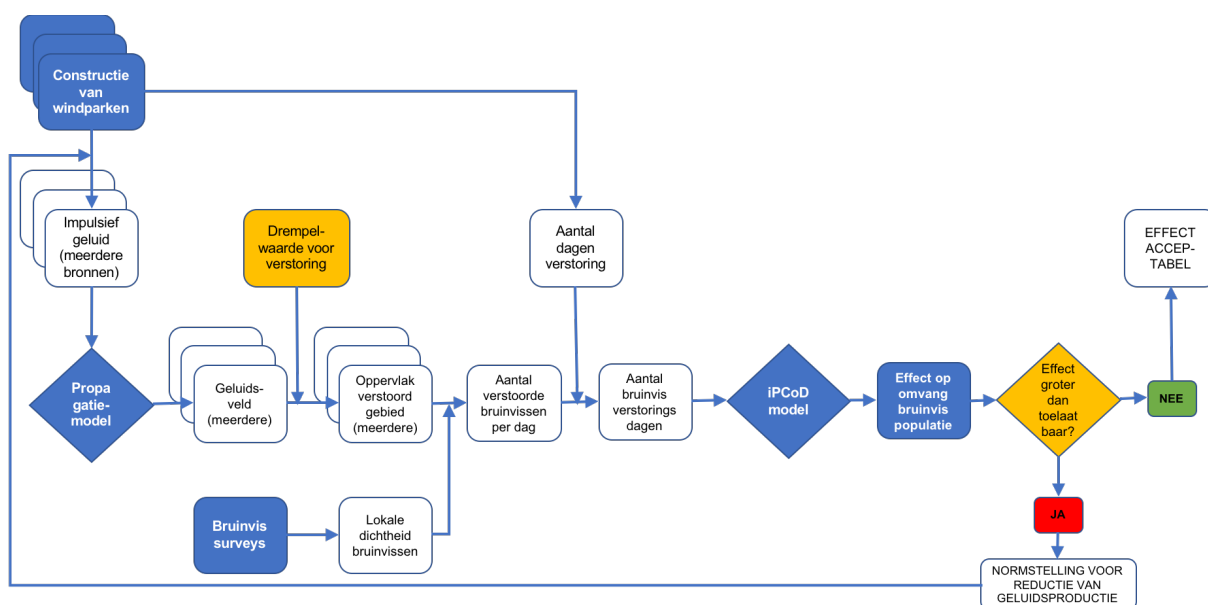
TNO heeft voor het KEC 3.0 berekeningen uitgevoerd. Daarbij zijn voor elk van de twee kavels van windenergiegebied Hollandse Kust (west) op een representatieve, realistische *worst case* heillocatie mogelijke effecten op bruinvissen onderzocht. De resultaten van deze berekeningen zijn in dit MER als uitgangspunt genomen (Heinis e.a. 2019). Voor het bepalen van de effecten op zeehonden zijn aparte berekeningen uitgevoerd, waarbij is uitgegaan van een geluidsnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m). De resultaten van deze, in bijlage 1 opgenomen berekeningen zijn conform Heinis e.a. (2019) geïnterpreteerd waarna de mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden zijn bepaald en beoordeeld. 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.

2 Uitgangspunten bepaling effecten van impulsief geluid door aanleg windpark

2.1 OVERZICHT STAPPEN EFFECTBEPALING

De bepaling van mogelijke (cumulatieve) effecten van impulsief onderwatergeluid tijdens de aanleg van windparken op de Noordzee op de relevante populaties van zeezoogdieren (met nadruk op de bruinvis) verloopt via een stapsgewijze procedure, de zogenaamde 'redeneerlijn'. Daarbij 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 klap 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;
2. Berekenen van de oppervlakte door impulsief geluid verstoord gebied voor elk windpark; de berekende geluidverspreiding en een, eventueel frequentie gewogen, drempelwaarde voor het optreden van een significante gedragsverandering zijn hiervoor bepalend;
3. Berekenen van het aantal door geluid verstoorde bruinvissen uit de berekende verstoorde oppervlakten vermenigvuldigd met de lokale dichtheid van bruinvissen per seizoen;
4. Berekenen van het aantal bruinvisverstoringdagen uit het aantal verstoorde dieren per dag vermenigvuldigd met het aantal verstoringdagen;
5. Schatten van het mogelijke effect op de populatie met gebruikmaking van het iPCoD model;
6. Beoordelen van de geschatte populatieafname en toetsen aan de, door de overheid gestelde ecologische doelstelling (Ministerie van EZ & Ministerie van IenM, 2016 a, b).



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 bij de constructie van windparken

2.2 BEPALING VAN HET BRONGELUID EN DE VERSPREIDING ERVAN

Voor het schatten van de onderwatergeluidniveaus die optreden bij de constructie van windparken volgens de 'routekaart windenergie op zee 2030'¹ is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep² ontwikkelde, Aquarius 4 model (de Jong e.a. 2019).

Dit model wijkt een op een aantal punten af van het eerder gebruikte Aquarius 1 model:

- In Aquarius 4 is het puntbronmodel van Aquarius 1 vervangen door een zogenaamd lijnbronmodel dat de eigenschappen van de hamer en paal direct meeneemt; dit betekent dat het effect van de paaldiameter, de hei-energie en de massa/stijfheden van de paal + hamer direct in het bronmodel worden meegenomen. In Aquarius 1 werd voor de bronsterkte van het heigeluid uitgegaan van de bovengrens van verschillende schattingen van de bronsterkte van de tijdens de bouw van het Prinses Amalia windpark (Q7) gemeten geluidsniveaus (de Jong & Ainslie, 2012). De bronsterkte werd geschaald naar hogere hei-energie o.b.v. de aanname dat een vast percentage van de klapenergie wordt omgezet in geluidenergie.
- In Aquarius 4 is meegenomen dat bij frequenties onder 250 Hz de absorptie van het sediment niet lineair is; dit is gebaseerd op beschikbare literatuur en de Gemini U8 paal metingen (zie Binnerts e.a. 2016);
- In tegenstelling tot de berekeningen met het Aquarius 1 model, wordt in Aquarius 4 het effect van wind verwaarloosd. In de Aquarius 1 berekeningen werd wel rekening gehouden met het effect van wind op de geluidoverdracht. Op grond van de validatiestudie (Binnerts e.a. 2016) is geconcludeerd dat het toegepaste model voor verstoring van het wateroppervlak door wind tot een overschatting van het propagatieverlies leidt. Dat werd in Aquarius 1 deels gecompenseerd door een onderschatting van het propagatieverlies als gevolg van het toepassen van een puntbron-model voor de heipaal in plaats van een lijnbron.

Het gebruik van het Aquarius 4 model leidt tot betrouwbaardere rekenresultaten die beter overeenkomen met de in het veld gemeten breedband geluidsniveaus (de Jong e.a. 2019). Voor de berekeningen in het kader van het KEC 3.0 is uitgegaan van een realistische *worst case* voor de hamer- en paalparameters (zie verder Heinis e.a. 2019). Net als bij Aquarius 1 worden met Aquarius 4 als output onderwatergeluidkaarten gegenereerd.

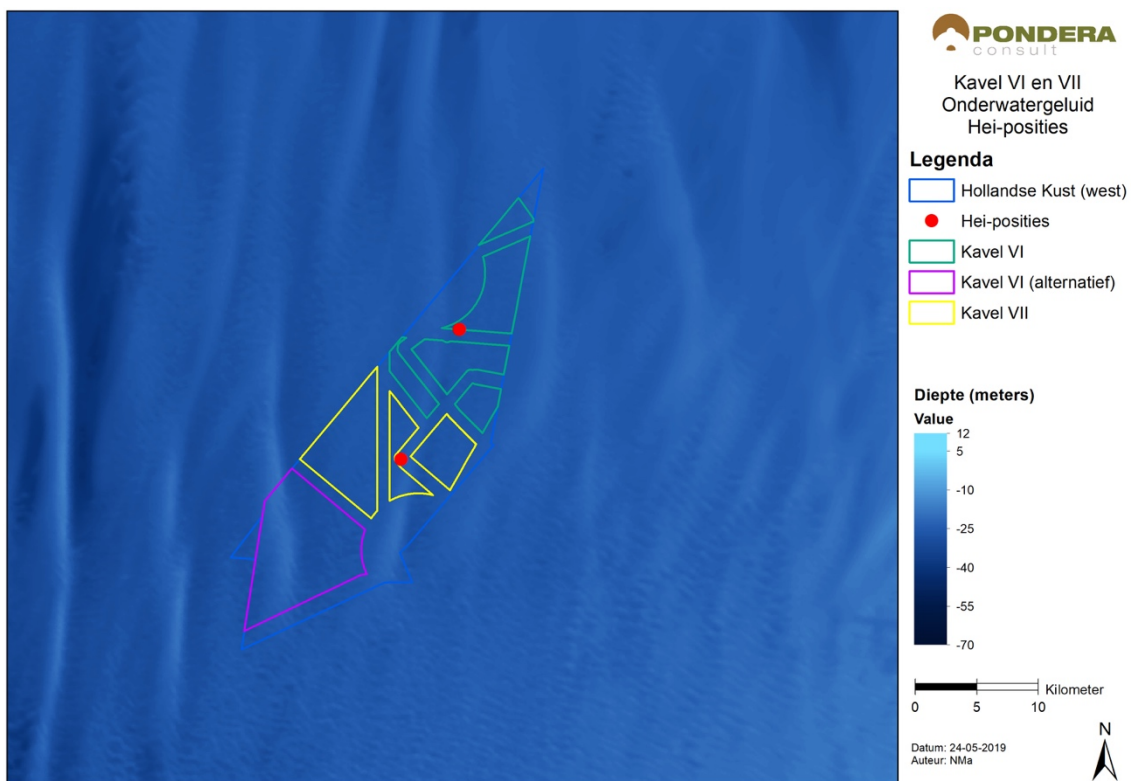
Voor het KEC 3.0 zijn effecten van de 'routekaart 2030 windparken' berekend voor de situatie dat de propagatie van het heigeluid niet door het nemen van mitigerende maatregelen wordt gedempt en voor de situatie dat geluidsnormen zullen worden toegepast. In deze notitie worden uitsluitend de effecten beschreven voor de situatie dat één universele geluidsnorm van 168 db re 1 μ Pa²s (750 m) wordt toegepast, omdat daardoor is verzekerd dat in cumulatie met geen ongewenste ecologische effecten optreden. Om een indruk te krijgen van de reikwijdte van het effect zijn voor elk van de twee kavels van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor een representatieve *worst case* paalpositie berekeningen uitgevoerd (Figuur 2-2). Dit betekent dat in elk kavel een relatief diep punt is gekozen. In beide kavels ligt de waterdiepte tussen 19 en 30 m. Voor overige parameters, zoals de geluidssnelheid in het water en de bodem en de bodemabsorptie zijn realistische waarden gekozen (zie verder bijlage 1).

¹ Kamerstukken II, 2017/18, 33 561, nr. 42.

² Wozep = Wind op Zee Ecologisch Programma, zie <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33561-26.html> en <https://www.noordzeeloket.nl/functies-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch/>

Intermezzo Validatie Aquarius 4.0 model

Het hier toegepaste Aquarius 4.0 model is onlangs gevalideerd aan de hand van de resultaten van metingen verricht tijdens de aanleg van de windparken Gemini en Luchterduinen (de Jong e.a. 2019). Daarbij zijn vergelijkingen gemaakt tussen gemeten en berekende onderwater geluidniveaus tot op een maximale afstand van 66 km van de heilocatie. Uit deze vergelijkingen blijkt dat de gemodelleerde breedband SELs 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 e.a. 2019). 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 propagatie verlies (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 zee. 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.



Figuur 2-2 Paalposities van windpark Hollandse Kust (west) waarvoor berekeningen met AQUARIUS zijn uitgevoerd

Bij de interpretatie van berekende effecten van het door heien gegenereerde onderwatergeluid op mariene organismen is verder het te hanteren heischema van belang. In deze effectbeschrijving is ervan uitgegaan dat in elk van de kavels in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) 76 windturbines van 10 MW (alternatief 1) of 47 windturbines van 16 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 uur³ duren. Dat betekent dat er in het bouwseizoen maximaal zo'n 152 uur wordt

³ Bij het gebruik van tripod- of jacket-funderingen neemt de totale duur van het heien per fundering toe, omdat per fundering meerdere palen worden geheid, respectievelijk 3 voor een tripod- of 4 voor een jacket-fundering. De totale heitijd per fundering zal daarmee 3 – 6 uur (tripods) of 4 – 8 uur bedragen (jackets) in plaats van maximaal 2 uur voor een monopaal fundering.

geheid voor alternatief 1 (76 palen x 2 uur) en 94 uur voor alternatief 2 (47 palen x 2 uur). Bij de aanleg zal – als de weersomstandigheden en andere, technische of logistieke omstandigheden dat toelaten – een zo compact mogelijk heischema worden gehanteerd. Dit houdt in dat twee turbinefunderingen per 3 dagen worden geheid. Zo kunnen de heiwerkzaamheden onder gunstige omstandigheden in 16 weken (alternatief 1) of in 10 weken (alternatief 2) zijn afgerond. Rekening houdend met mindere weersomstandigheden en/of materiaalpech e.d. is de verwachting dat de heiwerkzaamheden binnen een periode van maximaal 5 maanden (alternatief 1) of 3,5 maanden kunnen worden uitgevoerd (alternatief 2). In Tabel 2-1 zijn genoemde uitgangspunten samengevat.

Tabel 2-1 Uitgangspunten voor berekeningen en effectbepaling

	Alternatief 1	Alternatief 2
Aantal turbines	76	47
Geïnstalleerd vermogen per turbine	10 MW	16 MW
Netto heitijd per monopaal fundering inclusief korte pauzes	2 uur	2 uur
Geschatte periode waarin heiwerkzaamheden plaatsvinden (min-max)	4 – 5 maanden	2,5 – 3,5 maanden

Bij de aanleg van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) spelen naast het heigeluid de volgende bronnen van impulsief onderwatergeluid een rol:

- Geluid dat wordt geproduceerd bij de constructie van het TenneT-platform (1 per kavel);
- Geluid dat wordt geproduceerd tijdens de geofysische surveys voorafgaand aan de bouw van de windparken (4 surveys in het windenergiegebied).

Beide bronnen van impulsief onderwatergeluid zullen 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. Op grond van de resultaten van eerdere, voor ‘Ronde 2’ 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).

Met betrekking tot de mogelijke permanente effecten op het gehoor van bruinvissen (**PTS** = permanente verhoging van de gehoordrempel), kan ervan worden uitgegaan dat deze met het nemen van maatregelen kunnen worden voorkomen of in het geheel niet zullen optreden. Voor het MER voor windenergiegebied Hollandse Kust (noord) is beredeneerd dat, zelfs bij de soeplste geluidnorm van $SEL_{SS} = 174 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m de PTS-afstanden ruim binnen het bereik van

'acoustic deterrent device' (ADD)⁴ liggen, waardoor de dieren tot buiten de PTS-contour kunnen worden verdreven (Heinis, 2018). Voor windenergiegebied Hollandse Kust (west) is van een strengere geluidnorm uitgegaan, wat betekent dat de effectafstanden kleiner zullen zijn. Bovendien is het risico verwaarloosbaar klein dat effecten van PTS bij relatief lage frequenties (< 10 kHz) tot effecten op de overleving of vruchtbaarheid van bruinvissen en zeehonden, en daarmee op de populatie zullen leiden. Dit was een belangrijke conclusie van de recente workshop met zeezoogdierspecialisten voor de update van het Interim PCoD model (Booth & Heinis, 2018).

2.3.2 Drempelwaarden

Drempelwaarden voor het optreden van een significante gedragsrespons zijn zo veel mogelijk afgeleid uit recente 'peer reviewed' literatuur. Tabel 2-1 bevat een overzicht van de criteria die bij het bepalen van effecten op bruinvissen en zeehonden van belang zijn met de bijbehorende waarden. Daarbij is ervan uitgegaan dat de geluidsenergie van een enkele (maximale) heiklap bepaalt of er een significante gedragsverandering optreedt (verstoring). Voor effecten op het gehoor (PTS) gaat het om de totale geluidsdosis, i.e. de 'optelsom' van meerdere geluidpulsen, waaraan dieren tijdens het heien van één paal zijn blootgesteld (cumulatieve SEL). Voor de argumentatie bij de in de tabel opgenomen waarden wordt verwezen naar het in hoofdstuk 2 van Heinis e.a. (2015) opgenomen Intermezzo Drempelwaarden voor effecten van onderwatergeluid op zeezoogdieren.

Tabel 2-2: Drempelwaarden voor het inschatten van effecten op bruinvissen en zeehonden. SEL₁ = geluidsdosis als gevolg van een enkele heiklap; SEL_{CUM} = geluidsdosis door een zwemmend dier ontvangen als gevolg van het heien van de gehele paal; SEL_{1/CUM,w} = M-gewogen SEL voor zeehonden in water (zie Southall et al. 2007)

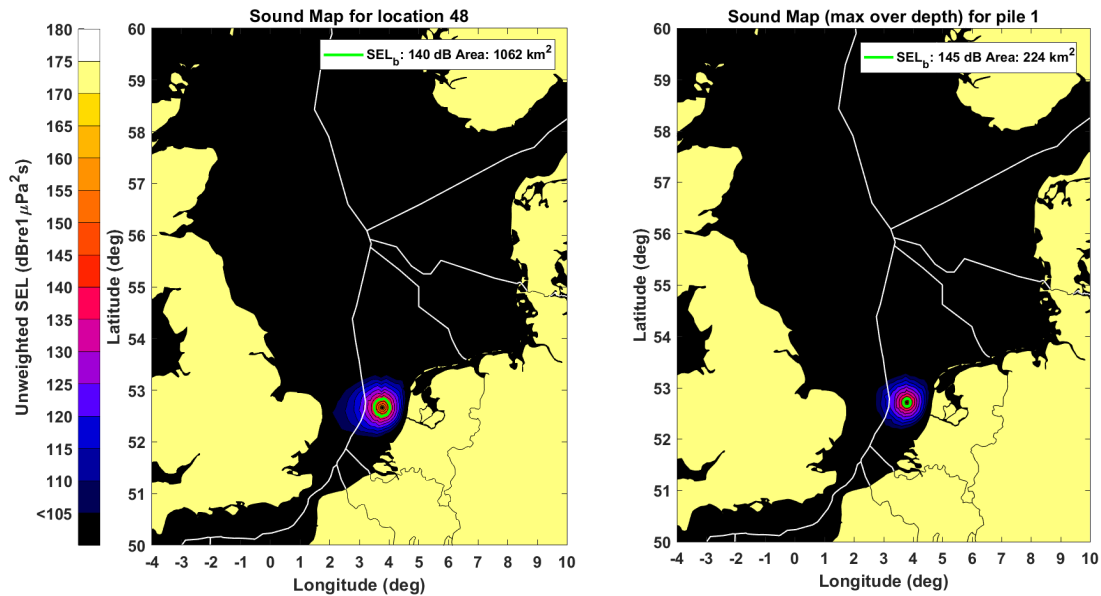
Soort	type effect	waarde	bron
Bruinvis	Gedragsrespons (verstoring)*	SEL _{SS} > 140 dB re 1 μPa ² s	Heinis, de Jong & Werkgroep onderwatergeluid (2015)
	PTS-onset	SEL _{CUM} > 179 dB re 1 μPa ² s	TTS-onset uit Lucke e.a. (2009) + 15 dB
Zeehonden	Gedragsrespons (verstoring)*	SEL _{SS,w} > 145 dB re 1 μPa ² s	SEAMARCO 2011
	PTS-onset	SEL _{CUM,w} > 186 dB re 1 μPa ² s	Southall e.a. (2007)

* Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrespons-schaal van Southall e.a. (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).

2.3.3 Toepassen drempelwaarden bij bepalen van oppervlakten beïnvloed gebied

De effecten van heigeluid op het gedrag zijn berekend aan de hand van de met AQUARIUS gegenereerde onderwatergeluidkaarten, waarin de verdeling van de ruimtelijke geluidsimmissies als gevolg van een enkele heiklap is weergegeven (SEL_{SS}). Vervolgens is voor bruinvissen en zeehonden bepaald op welke afstand van de heilocatie de drempelwaarden voor de significante **gedragsrespons** (verstoring) worden overschreden. Een voorbeeld van de resulterende contouren is weergegeven in Figuur 2-3.

⁴ Omdat ADDs geluid produceren bij andere frequenties dan heigeluid, zijn mogelijke cumulatieve effecten op het gehoor verwaarloosbaar.



Figuur 2-3 Berekende verdeling van SEL_1 bij heien met toepassen van een geluidsnorm van $168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ in kavel VI van windenergiegebied Hollandse kust (west). De groene lijnen tonen de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor bruinvissen (links) en zeehonden (rechts).

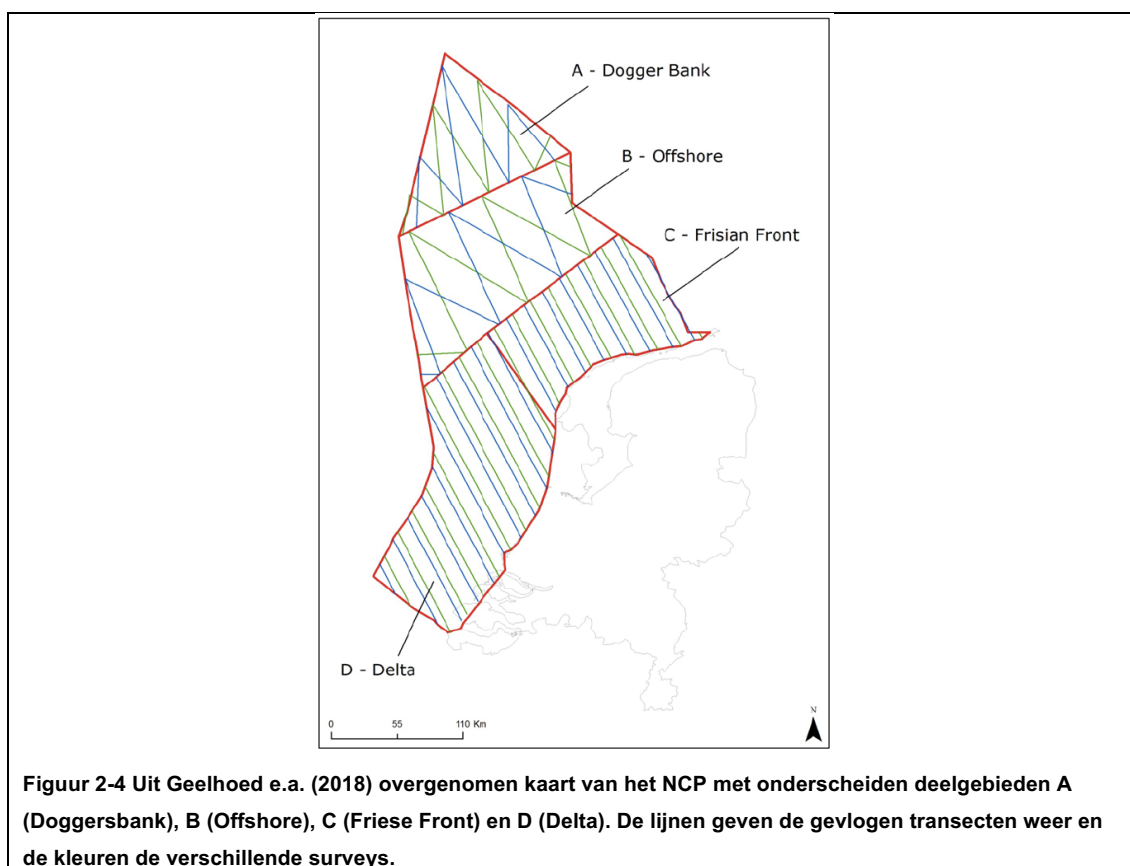
Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen en zeehonden (PTS) zijn geen berekeningen uitgevoerd. In § 2.3.1 is beredeneerd dat PTS door het toepassen van de geluidnorm en een 'slow start', eventueel in combinatie met ADD's, niet zal optreden.

2.3.4 Berekenen van het aantal verstoorde dieren

Bij het berekenen van het aantal door heigeluid beïnvloede dieren is ervan uitgegaan dat dit alle dieren betreft die aanwezig zijn binnen de contour waar de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden (*worst case*). Daarnaast is ervan uitgegaan dat de verstoring voor alle dieren die zich bij aanvang van de geluidproductie binnen deze contour bevinden even lang duurt. Dit betekent dus dat een dier dat zich bij de start van het heien dichtbij de geluidsbron bevindt net zo lang verstoord blijft als een dier dat zich veel verder bevindt. Er zijn uit Duits en Deens veldonderzoek bij de bouw van windparken aanwijzingen dat deze aannames sterke simplificaties van de werkelijkheid zijn (Brandt e.a. 2011; Dähne e.a. 2013; Diederichs e.a. 2014; Thompson e.a. 2013). Vooralsnog is het echter niet mogelijk om op basis van deze waarnemingen meer realistische aannames te doen.

Voor **bruinvissen** is voor elk van de paalposities het aantal door heigeluid verstoorde dieren berekend door het verstoringsooppervlak te vermenigvuldigen met de gemiddelde bruinvisdichtheid voor de tijd van het jaar waarin de verstoring plaatsvindt. Bij de berekening is uitgegaan van de resultaten van vliegtuigtellingen die zijn gerapporteerd door Geelhoed e.a. (2018). Daarbij is voor de dichtheid in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) uitgegaan van de geschatte gemiddelde dichtheid in deelgebied D (zie Figuur 2-4). Deze bedragen respectievelijk $0,721$ individuen per km^2 voor de periode januari – mei, $0,698$ individuen per km^2 voor de periode juni – augustus en $0,444$ voor de periode september – december. Rond de schattingen ligt een bandbreedte van $\pm 50\%$ rond het gemiddelde. Volgens Geelhoed e.a. (2011) geven de schattingen een realistisch beeld van de (variatie) in dichtheden van bruinvissen in laatste jaren. Uit figuur 3.9.3

in Arts (2012) blijkt dat de gemiddelde dichtheid van bruinvissen op het NCP in de periode 2005 – 2011 min of meer is gestabiliseerd, na een sterke trendmatige toename in de periode ervoor.



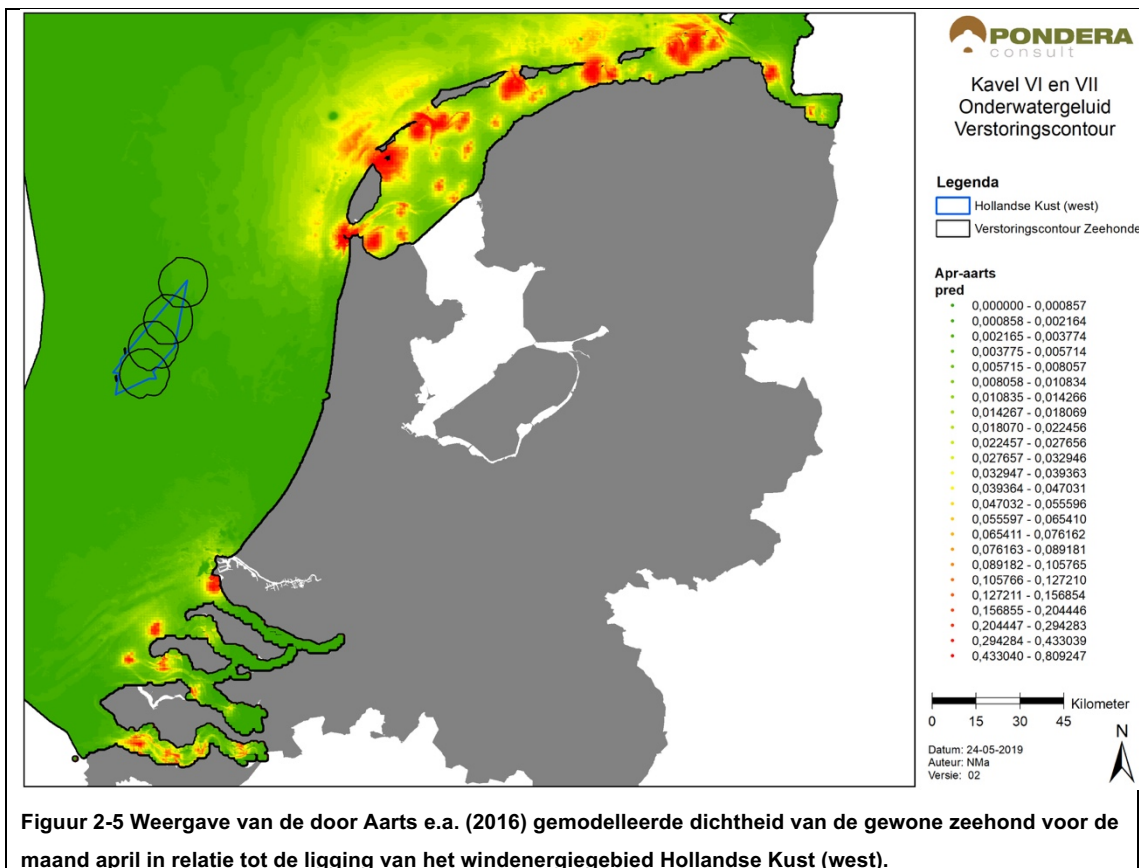
Voor het schatten van het aantal, bij aanvang van de hei-activiteit verstoorde **zeehonden** op het NCP is uitgegaan van de kaarten van Aarts e.a. (2016) waarin voor elke maand, met uitzondering van de maand augustus⁵ de dichtheid van de Nederlandse gewone zeehonden is gemodelleerd. In Figuur 2-5 is als voorbeeld de kaart van de maand april weergegeven. De kleuren in de kaart geven de dichtheid per km² weer (zie Intermezzo Schatting van aantal verstoorde zeehonden voor procedure).

Intermezzo Schatting van het aantal verstoorde zeehonden

De kaarten van Aarts e.a. (2016) geven 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 rastercellen van 200 x 200 meter, waarbij aan elke cel een waarde is toegekend voor het gemiddeld aantal zeehonden dat op enig moment in de betreffende maand in die gridcel aanwezig is.

Voor het berekenen van het aantal (per maand) verstoorde zeehonden zijn de door TNO voor zeehonden berekende verstoringscontouren op de door Aarts aan PONDERA geleverde GIS-kaarten geprojecteerd (1 contour per paalpositie). Het totale aantal dieren dat zich op enig moment binnen de begrenzing van een verstoringscontour bevindt, is berekend door de waarden van de gridcellen binnen de betreffende contour bij elkaar op te tellen.

⁵ In juli-augustus verharen de zeehonden en vallen de zenders af, waardoor er voor de maand augustus geen zenderdata zijn. Overigens is de dichtheid van zeehonden op zee in deze maanden relatief laag, juist vanwege het feit dat dan de verharingsperiode is en de dieren een langere tijd op de ligplaatsten doorbrengen.



2.3.5 Bepalen van populatie-effecten

Voor de bepaling van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is voor de windparken van de routekaart 2030, waaronder die binnen het windenergiegebied Hollandse Kust (west) uitgegaan van de aanpak die in het kader van het het KEC is ontwikkeld (Heinis e.a. 2015) en in 2018 is geüpdatet (Heinis e.a. 2019), zie § 2.1 voor een schematische weergave van de stappen in de redeneerlijn. Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag daarvoor maatgevend zijn en dat door het nemen van mitigerende maatregelen (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices) wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Voor **bruinvissen** is ervoor gekozen gebruik te maken van het Interim PCoD model van SMRU/University St. Andrews (Harwood e.a. 2013). De benaderingswijze die aan dit model ten grondslag ligt, wordt internationaal gebruikt (NRC, 2005; New e.a. 2014) wat betekent dat niet alleen de werkwijze, maar ook de verkregen uitkomsten internationaal vergelijkbaar zijn⁶. In het Interim PCoD model wordt een kwantitatieve relatie gelegd tussen gedragsverandering 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 draaien van een 'full' PCoD model cf. New e.a. (2014) ontbreken. Daarbij zijn diverse technieken toegepast om de meningen van experts onafhankelijk te wegen en een

⁶ Een ander model, DEPONS (Disturbance Effects on the harbour Porpoise population in the North Sea), waarmee effecten van verstoring door heigeluid op de bruinvisspopulatie kunnen worden geschat, was ten tijde van het KEC 1.0 nog niet beschikbaar (Van Beest e.a., 2015, Nabe-Nielsen e.a., 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.

numeriek schatting van de onzekerheid in de relatie te kunnen geven. In 2018 zijn een tweetal 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 e.a. 2019). De resultaten zijn verwerkt in versie 5.0 van het iPCoD model, die in maart 2019 voor algemeen gebruik is vrijgegeven (<http://www.smruconsulting.com/release-ipcod-version-5/>).

Voor de berekeningen die in het kader van het KEC 3.0 zijn uitgevoerd en die als uitgangspunt zijn genomen voor dit MER, is een beta-versie van iPCoD 5.0 gebruikt, waarin de resultaten van de workshops voor bruinvissen al waren verwerkt. Tijdens de *expert elicitation* workshop bleek dat de effecten van verstoring door heigeluid op *vital rates* met name voor bruinvissen aanzienlijk minder groot werden ingeschat dan bij de (schriftelijke) *expert elicitation* in 2013. Dit had er o.a. mee te maken dat de experts er bij het vormen van hun oordeel over het effect van verstoring op de *vital rates* gebruik konden maken van de resultaten van berekeningen met een door de Universiteit van St. Andrews in samenwerking met de Universiteit van Amsterdam ontwikkeld energetisch model voor bruinvissen. Dit model is o.a. gevoed met de meest recente gegevens die in het kader van Wozep en het monitoringprogramma van het GEMINI-windpark door SEAMARCO zijn verzameld. Het model was een belangrijk hulpmiddel bij het vormen van een gefundeerd oordeel, waardoor bij de experts in veel gevallen ook meer consensus over de mogelijke effecten ontstond. Daarnaast zijn de experts er bij hun beoordeling van de effecten van verstoring door heigeluid op de *vital rates* van bruinvissen van uitgegaan dat het heien van één fundering gemiddeld genomen tot een verstoring van maximaal 6 uur zal leiden, in plaats van 24 uur in de eerdere *elicitation* (Booth e.a. 2019).

Voor het KEC 3.0 zijn verschillende scenario's voor de ontwikkeling van wind op zee doorgerekend. De uitkomsten laten zien dat er een verband bestaat tussen het aantal bruinvisverstoringsdagen en de reductie van de bruinvispopulatie op de Noordzee (Heinis e.a. 2019). De volgende benaderingsformule geeft het verband weer als van een 95% zekerheid wordt uitgegaan (= 5% kans dat de berekende populatiereductie groter is):

$$\text{Populatiereductie} = 1,06 \times 10^{-4} \times \text{bvvd}^{1,17}$$

De populatiereductie is daarbij uitgedrukt in het aantal individuen en bvvd staat voor het aantal bruinvisverstoringsdagen⁷.

Het totale aantal **bruinvisverstoringsdagen** is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal **verstoringsdagen**. In het iPCoD model versie 5.0 wordt ervan uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) bij alle bruinvissen die zich binnen de verstoringscontour bevinden tot een 6 uur durende verstoring leidt (zie hiervoor). Dit is een pragmatische keuze. Het **aantal mogelijk verstoorde bruinvissen per dag** wordt berekend door het berekende verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met een schatting van de dichtheid van de onverstoorde populatie rond het berekende verstoringsoppervlak. Voor de meest actuele dichtheidsschatting van bruinvissen is gebruik gemaakt van de door Geelhoed e.a. (2011, 2014, 2015, 2018) gerapporteerde resultaten van vliegtuigtellingen.

⁷ Het feit dat de relatie niet lineair is, heeft ook implicaties voor het in MER-studies schatten van cumulatieve effecten van verstoring door de aanleg van windparken op zee. Het betekent dat de cumulatieve populatiereductie als gevolg van de constructie van meerdere windparken niet kan worden berekend door de rekenresultaten voor afzonderlijke parken bij elkaar op te tellen. De cumulatieve effecten worden dan namelijk onderschat.

Voor **zeehonden** zijn eventuele cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populatie nog niet gekwantificeerd. De *focus* van het onderzoek is op de bruinvis gelegd, omdat werd ingeschat dat de kans dat de populatie van deze soort cumulatieve effecten van impulsief geluid ondervindt groter is dan de kans dat dat bij zeehonden gebeurt. Bruinvissen hebben een grotere kans aan impulsief geluid door heien te worden blootgesteld dan zeehonden. Op de locaties waar de activiteiten voor de aanleg van de windparken van routekaart 2030 zijn gepland is de gemiddelde dichtheid van bruinvissen namelijk veel groter dan die van de twee, vooral in kustwateren voorkomende zeehondensoorten.

De motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het Interim PCoD model is 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 foerageermogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New e. a. 2014, Costa 2012). Een, op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik is gemaakt, is in ontwikkeling (WMR, G. Aarts c.s), maar nu nog niet beschikbaar. Voor zeehonden is daarom uitgegaan van de in 2013 ontwikkelde, op onderdelen iets aangepaste en in eerdere effectbeschrijvingen gebruikte redeneerlijn voor het bepalen van effecten op populaties (zie Heinis e.a. 2015). Bij de berekening van de mogelijke effecten op Gewone zeehonden is gebruik gemaakt van een in 2016 geactualiseerde verspreidingskaart (zie § 2.2.4).

2.4 BEOORDELING VAN EFFECTEN

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. Het stellen van ecologische normen, op grond waarvan via 'terugrekenen' geluidnormen zouden kunnen worden afgeleid, maakte geen onderdeel uit van het onderzoek voor het KEC 2015. Op de locaties van de geplande windparken komt vooral de bruinvis in relatief grote aantallen voor, waardoor de kans op eventuele effecten op de populatie van deze soort ook het grootst is. 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, 2016).

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 (zie Intermezzo Ecologische norm en Ascobans). Om dit te waarborgen heeft de overheid per kavel geluidnormen vastgesteld die tijdens de constructie van een windpark niet mogen worden overschreden. In het KEC (update 2016) is nog geen rekening gehouden met de bouw van windparken van de routekaart windenergie op zee 2030 in de windenergiegebieden Ten noorden van Waddeneilanden, Hollandse Kust (west) en IJmuiden Ver. Om de ontwikkeling van windenergie in deze gebieden mogelijk te maken, moeten deze windparken ook beoordeeld worden aan de hand van het KEC. Sinds de update van 2016 zijn er onderzoeken gepubliceerd en inzichten opgedaan die bepaalde aannames omtrent de effectrelaties wijzigen. Het inmiddels gepubliceerde KEC 3.0 waarin ook de nieuwste wetenschappelijke inzichten zijn meegenomen, maakt het mogelijk de effecten van de nieuwe windparken beter te beoordelen en te toetsen.

Bij het KEC 3.0 is in principe van dezelfde ecologische norm uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte populatieafname als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder).

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. Uit berekeningen van Scheidat e.a. (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 van impulsief onderwatergeluid 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 op zee op minimaal 95% van de huidige populatie moet blijven. Verder is als eis gesteld dat er een grote mate van zekerheid (95%) moet zijn dat de omvang van de populatie ondanks de aanleg van de windparken hierboven blijft. 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 op het NCP als gevolg van de aanleg van windparken op zee in de periode 2016 – 2030 niet verder mag dalen dan tot 48.450 dieren.

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.

3 Effecten van aanleg windenergiegebied Hollandse Kust (west) – kavel VI

3.1 INLEIDING

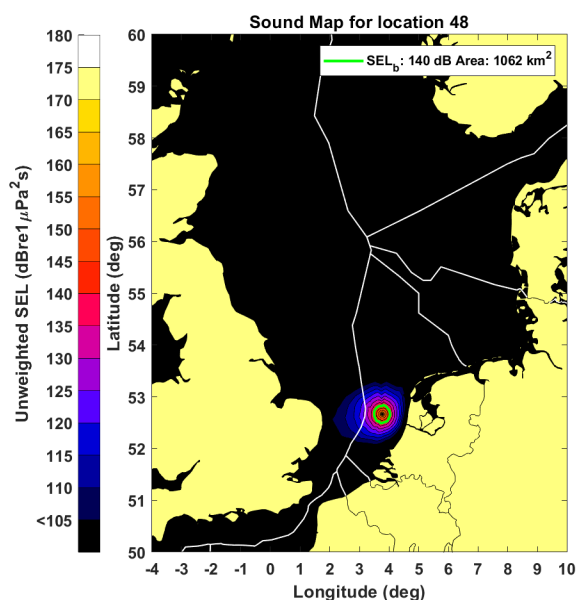
Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van kavel VI van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) in twee alternatieve opstellingen en twee verkavelingsvarianten. M.b.t. bruinvissen zijn berekeningen uitgevoerd voor één *worst case* paalpositie (Figuur 2-2). Voor zeehonden zijn effecten berekend voor deze locatie, maar is ook onderzocht wat de effecten zouden zijn op een positie in het kavel met de grootste dichtheid van zeehonden. Verder is er voor de berekening van de maximale omvang van het effect van uitgegaan dat het breedbandgeluidsniveau op 750 van de heilocatie 168 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ bedraagt. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 4.2 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 – basialternatief (noordelijk lverkavelingsalternatief)

Effecten op het gedrag van bruinvissen

De door TNO berekende verdeling van het, voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op een *worst case* locatie in kavel VI van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) is weergegeven in Figuur 3-1. Bij deze geluidverdeling is ervan uitgegaan dat de, in het KEC 3.0 vastgelegde geluidsnorm van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m wordt toegepast. Uit de figuur is af te leiden dat tijdens het heien in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor bruinvissen maximaal 1.062 km^2 verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd.



Figuur 3-1 Berekende verdeling van SEL_{SS} bij heien met toepassing van een geluidsnorm van 168 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) op een representatieve *worst case* paalpositie in kavel VI (noord) van windenergiegebied Hollandse Kust (west). De groene lijn toont de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor bruinvissen.

De berekende effecten van het heien op de bruinvispopulatie van de Noordzee en het NCP zijn opgenomen in Tabel 3-1 en Tabel 3-2. Bij deze berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure⁸ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Conform het KEC 3.0 is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SEL_{ss} = 168 dB re 1 µPa²s.

Tabel 3-1 Schatting van de maximale gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen van 10 MW) in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor de bruinvispopulatie in verschillende seizoenen. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SEL_{ss} = 168 dB re 1 µPa²s (750 m) wordt toegepast. N.B. Er is geen rekening gehouden met eventuele populatie-effecten van permanente effecten op het gehoor (PTS),), omdat het optreden van PTS door de het inzetten van ADD's wordt voorkomen.

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – mei	Jun – aug	Sep - dec
	Max	Max	Max
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.062	1.062	1.062
Bruinvissen binnen contour (n)	766	741	472
Dierversoringsdagen	58.193	56.337	35.836
Populatiereductie NCP	40	38	23

Tabel 3-2 Als Tabel 3-1 voor alternatief 2 (47 funderingen van 16 MW)

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – mei	Jun – aug	Sep - dec
	Max	Max	Max
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.062	1.062	1.062
Bruinvissen binnen contour (n)	766	741	472
Dierversoringsdagen	35.988	34.840	22.162
Populatiereductie NCP	23	22	13

Uit de resultaten blijkt:

- Het effect van de constructie van windturbines in kavel VI op de bruinvispopulatie op het NCP voor beide alternatieven relatief gering is: de geschatte populatiereductie⁹ bedraagt maximaal ongeveer 0,08% van het aantal bruinvissen op het NCP (51.000).
- In effecten op de bruinvispopulatie verschillen de twee onderzochte alternatieven, wat samenhangt met het aantal te heien funderingen: de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen) leidt tot een bijna tweemaal zo grote populatiereductie als die van alternatief 2 (47 funderingen).
- Verder is voor de omvang van het berekende effect op de bruinvissen in het Nederlandse deel van de Noordzee het seizoen waarin wordt geheid van belang: in het najaar is de populatiereductie het kleinst (23 dieren voor alternatief 1 en 13 dieren voor alternatief 2), omdat de bruinvisdichtheid dan relatief laag is; in het voorjaar en de zomer zijn de effecten ongeveer 70% groter.

⁸ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.

⁹ Deze reductie is niet het gevolg van directe sterfte van bruinvissen (door blootstelling aan het geluid), maar van het feit dat er minder vruchtbare vrouwtjes bijkomen, ofwel omdat er minder jongen worden geboren vanwege een té laag energetisch niveau van de moeder, ofwel omdat de sterfte onder de dieren < 1 jaar door een reductie in de fitness groter is. De deskundigen zijn het erover eens dat verstoring in geen enkel geval tot sterfte van juveniele dieren (> 1 jaar) of volwassen vrouwtjes zal leiden.

Effecten op het gehoor van bruinvissen

Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op of kunnen worden voorkomen door het toepassen van 'Acoustic Deterrent Devices' (zie § 2.3.1).

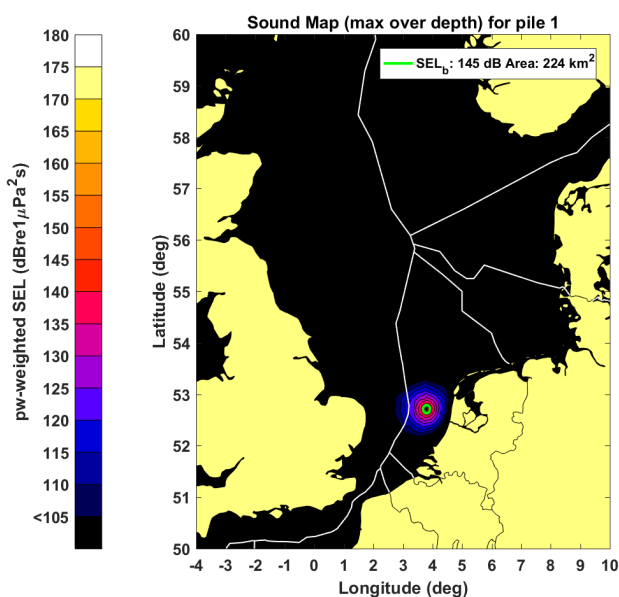
3.2.2 Bruinvis – zuidelijk verkavelingsalternatief

Voor wat betreft de effecten op bruinvissen zijn de twee verkavelingsalternatieven voor kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) *niet* onderscheidend. De (variatie) in waterdiepte verschilt namelijk niet.

3.2.3 Zeehonden – basisalternatief (noordelijk verkavelingsalternatief)

Effecten op het gedrag van zeehonden

Voor zeehonden ontstaat in de uren dat rond de heilocatie wordt geheid een kleinere verstoringcontour dan die van bruinvissen, omdat zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren (zie Tabel 2-2). Een voorbeeld van de door TNO berekende verdeling van het, voor zeehonden relevante geluid tijdens het heien in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op een van de onderzochte paalposities is weergegeven in Figuur 3-2. Bij deze geluidverdeling ervan uitgegaan dat de, in het KEC 3.0 vastgelegde geluidsnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ op 750 m wordt toegepast. Tijdens het heien in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) kan voor zeehonden maximaal 224 km^2 verstoord gebied ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd.



Figuur 3-2 Berekende verdeling van SEL_{SS} bij heien met toepassing van een geluidsnorm van 168 dB re $1 \mu Pa^2 s$ (750 m) op een representatieve paalpositie in kavel VI (noord) van windenergiegebied Hollandse Kust (west). De groene lijn toont de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor zeehonden.

De resultaten van de berekening van de effecten van niet-gemitigeerd heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 3-3 en Tabel 3-4. Maximaal gaat het om 11 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (0,09% van de Nederlandse populatie). De effecten zijn het kleinst in de periode mei – juli als de zeehonden vanwege het voortplantingsseizoen voor hun foerageertochten minder ver de zee op

gaan (Aarts e.a. 2016). 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 60% groter is door de constructie van alternatief 1.

In Tabel 3-3 en Tabel 3-4 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 ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat wordt geheid worden verstoord. 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 3-3 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen) in het noordelijke (basis) verkavelingsalternatief voor kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 12.416 dieren (Aarts e.a. 2016).

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	224	224	224
Zeehonden binnen contour (n)	7 – 11	3 – 4	4 – 5
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,06 – 0,09	0,02 – 0,03	0,03 – 0,04
Dierverstoringsdagen	566 – 847	213 – 317	267 – 409
Totaal aantal zeehonden verstoord	9 – 706	3 – 265	4 – 338
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 5,7	0,03 – 2,1	0,04 – 2,7

Tabel 3-4 Als Tabel 3-3 voor alternatief 2 (47 funderingen)

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	224	224	224
Zeehonden binnen contour (n)	7 – 13	3 – 5	4 – 6
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,06 – 0,1	0,02 – 0,04	0,03 – 0,05
Dierverstoringsdagen	350 – 524	132 – 196	165 – 253
Totaal aantal zeehonden verstoord	9 – 437	3 – 164	4 – 209
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 3,5	0,03 – 1,3	0,04 – 1,7

Uit de resultaten blijkt dat effecten van het heien met een geluidnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor de aanleg van een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de Nederlandse populatie van gewone 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 verstoringscontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd (zie Figuur 2-5);
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

Voor grijze zeehonden konden geen aparte berekeningen worden gemaakt. De (groeiende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 5.000 in 2016; Ecomare, 2016; Arts e.a. 2014). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen 4 grijze zeehonden tijdens het heien worden verdreven. De verwachting is dat de werkelijke aantallen nog lager zullen zijn, omdat dichtheden Grijze zeehonden buiten 20 km van de kust zeer laag zijn (lager dan Gewone zeehonden) (Aarts e.a. 2013).

Effecten op het gehoor van zeehonden

Zeehonden reageren minder gevoelig op onderwatergeluid dan bruinvissen en kunnen sneller zwemmen, wat zich vertaalt in kleinere effectafstanden. Uit de berekeningen die zijn uitgevoerd voor de windparken van het Energieakkoord blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van al deze windparken, zonder dat een geluidsnorm wordt toegepast, al verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km²). Het windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt ten opzichte van de windenergiegebieden van het Energieakkoord verder van de ligplaatsen van zeehonden af, wat betekent dat de gemiddelde dichtheid van zeehonden nog lager is (zie Figuur 2-5). De kans dat zich in het gebied waar zeehonden PTS zouden kunnen oplopen een zeehond bevindt is daarom verwaarloosbaar. Bij toepassen van een geluidnorm wordt deze kans alleen maar kleiner.

3.2.4 Zeehonden – zuidelijk verkavelingsalternatief

Voor het zuidelijke verkavelingsalternatief zijn vergelijkbare berekeningen voor zeehonden gemaakt als voor het noordelijke (basis) verkavelingsalternatief. De resultaten zijn opgenomen in Tabel 3-5 en Tabel 3-6. Omdat dit alternatief zuidelijker is gelegen en daarmee verder van de ligplaatsen van zeehonden ligging dan het noordelijke (basis) verkavelingsalternatief, zijn de effecten gemiddeld iets kleiner (zie Tabel 3-3 en Tabel 3-4). Voor de beoordeling van deze effecten wordt verwezen naar § 3.2.3.

Tabel 3-5 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen) in het zuidelijke verkavelingsalternatief voor kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 12.416 dieren (Aarts e.a. 2016).

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	224	224	224
Zeehonden binnen contour (n)	5 – 5	2	2 – 3
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,04 – 0,05	0,02	0,02
Dierverstoringsdagen	379 – 433	213 – 317	145 – 165
Totaal aantal zeehonden verstoord	5 – 406	2 – 155	3 – 191
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,04 – 3,3	0,02 – 1,3	0,02 – 1,5

Tabel 3-6 Als Tabel 3-5 voor alternatief 2 (47 funderingen)

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	224	224	224
Zeehonden binnen contour (n)	5 – 6	2	2 – 3
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,04 – 0,05	0,02	0,02
Dierverstoringsdagen	235 – 268	90 – 102	165 – 253
Totaal aantal zeehonden verstoord	9 – 437	3 – 164	111 – 126
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,04 – 2,0	0,02 – 0,8	0,02 – 1,0

3.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GBIEDEN

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 (zie voor onderbouwing par. 3.61 in Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor vogels, vleermuizen, vissen en benthos).

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.

3.3.1 Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (Tabel 3-7)¹⁰. Voor beide soorten betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de grijze zeehond zou dat moeten leiden tot het behoud van de populatie en voor de gewone zeehond tot een uitbreiding¹¹ van de populatie ten opzichte van de situatie ten tijde van de aanwijzing.

Tabel 3-7 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N2000-gebied Waddenzee

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Waddenzee. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 3.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

¹⁰ Onlangs is een ontwerp-wijzigingsbesluit voor alle Nederlandse Natura 2000-gebieden gepubliceerd. Voor de Waddenzee is de bruinvis als habitatsoort toegevoegd met als doelstelling behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie.

¹¹ Ten tijde van de aanwijzing was de zeehondenpopulatie zich aan het herstellen van de gevolgen van een virusepidemie. Er werd van uitgegaan dat de gestaag groeiende populatie zich geleidelijk verder zou uitbreiden.

3.3.2 Noordzeekustzone

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in Tabel 3-8 samengevat.

Tabel 3-8 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Noordzeekustzone

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Bruinvis	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van zeehonden en bruinvissen die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden.

Uit de berekeningen blijkt dat het door onderwatergeluid verstoorte gebied voor **zeehonden** bij geen overlap vertoont met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Er is dus geen sprake van directe externe werking.



Figuur 3-3 Verstoringcontouren van zeehonden in relatie tot het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone door heien voor de aanleg van van kavel VI (beide verkavelingsalternatieven) van windenergiegebied Hollandse Kust (west).

Daarnaast neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 3.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van **indirecte externe werking**, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Ook voor **bruinvissen** overlapt het door heigeluid verstoorde gebied niet met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone, ondanks dat de verstoringsafstand voor bruinvissen ongeveer 10 km groter is dan voor zeehonden (verg. Figuur 3-3). Er is daarom voor bruinvissen ook geen sprake van directe externe werking. Daarnaast neemt de totale omvang van het leef- en foerageergebied tijdelijk af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP kan ontstaan (indirecte externe werking). Er is sprake van indirecte externe werking als significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP niet kunnen worden uitgesloten.

Door de Nederlandse overheid is bepaald dat met grote zekerheid moet kunnen worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie door de aanleg van windparken op het NCP vanaf 2016 op minimaal 95% van de toen vastgestelde omvang blijft, d.w.z. 51.000 dieren. Uit de in § 3.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat er een 5% kans is op een maximale populatiereductie door de aanleg van een windpark in kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 40 dieren bedraagt, d.w.z. ongeveer 0,08% van de Nederlandse bruinvispopulatie. De conclusie is dat bij de constructie van het windpark volgens beide alternatieven significante effecten op de bruinvispopulatie en daarmee op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone zijn uit te sluiten. Er is dus ook geen sprake van indirecte externe werking.

3.3.3 Voordelta

In het Natura 2000-gebied Voordelta gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond¹². Voor de grijze zeehond betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de gewone zeehond is een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied geformuleerd. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Voordelta. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 3.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

3.3.4 Oosterschelde

In het Natura 2000-gebied Oosterschelde geldt een instandhoudingsdoelstelling voor de gewone zeehond. Het betreft een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren¹³.

¹² Onlangs is een ontwerp-wijzigingsbesluit voor alle Nederlandse Natura 2000-gebieden gepubliceerd. Voor de Voordelta is de bruinvis als habitatoort toegevoegd met dezelfde instandhoudingsdoelstelling als die voor de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan (behoud omvang en verbetering leefgebied voor behoud populatie).

¹³ Onlangs is een ontwerp-wijzigingsbesluit voor alle Nederlandse Natura 2000-gebieden gepubliceerd. Voor de Oosterschelde zijn de grijze zeehond en de bruinvis als habitatoorten toegevoegd. Voor beide soorten betreft het een behoudsdoelstelling.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Oosterschelde. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 3.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

3.3.5 Vlake van de Raan

In het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie Tabel 3-8). Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden. Dieren kunnen het gebied mijden waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt.

Het voor gewone en grijze **zeehonden** verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan (zie Figuur 3-3). Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 3.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Voor **bruinvissen** overlapt het door geluid verstoorde gebied ook niet met het Natura 2000-gebied Vlake van de Raan. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlake van de Raan neemt echter wel af (indirecte externe werking). Het effect van deze indirecte externe werking op de bruinvispopulatie is reeds beschouwd in § 3.3.2 bij de bespreking van de effecten op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en wordt op dezelfde wijze beoordeeld.

3.3.6 Westerschelde & Saeftinghe

In het Natura 2000-gebied Oosterschelde geldt een instandhoudingsdoelstelling voor de gewone zeehond. Het betreft een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren¹⁴.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 3.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen

¹⁴ Onlangs is een ontwerp-wijzigingsbesluit voor alle Nederlandse Natura 2000-gebieden gepubliceerd. Voor Westerschelde & Saeftinghe zijn de grijze zeehond en de bruinvis als habitatoorten toegevoegd. Voor beide soorten betreft het een behoudsdoelstelling.

sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

3.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de aanleg van windturbines in windenergiegebied Hollandse Kust (west) treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van zeezoogdieren 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) en lid 4 (beschadigen of vernielen van voortplantingsplaatsen en rustplaatsen) 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 noch bij zeehonden noch bij bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden. De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **zeehonden** niet in het geding, omdat de geluidsnormen die zullen worden opgelegd om significant negatieve effecten op de bruinvispopulatie te voorkomen, tot gevolg hebben dat ook geen significante effecten op zeehonden optreden. Voor **bruinvissen** 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.

3.5 MITIGERENDE MAATREGELEN

3.5.1 Overzicht mogelijkheden

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'.

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 te met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

1. De oppervlakte door geluid verstoord gebied te beperken door en/of
2. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken.

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief geringe waterdiepte te kiezen; voor het hele plangebied van windenergiegebied Hollandse Kust (west) biedt dit echter weinig soelaas, omdat de variatie in waterdiepten relatief beperkt is;
- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen e.d.).

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

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 verstoringscontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Ad 3. Het aantal impulsdagen beperken

Voor het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines is een hogere heil-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 niet uit met welke energie wordt geheid. 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 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.

4 Effecten van aanleg windenergiegebied Hollandse Kust (west) – kavel VII

4.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de mogelijke effecten van heigeluid voor de aanleg van kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) in twee alternatieve opstellingen. M.b.t. bruinvissen zijn berekeningen uitgevoerd voor één *worst case* paalpositie (Figuur 2-2).

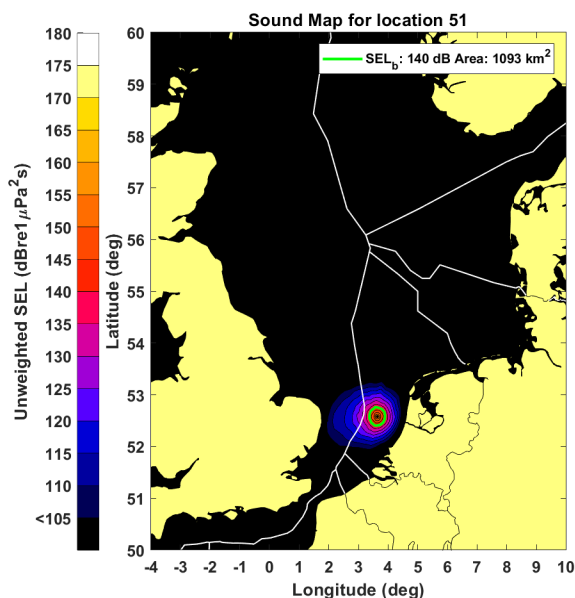
Verder is er voor de berekening van de maximale omvang van het effect van uitgegaan dat het breedbandgeluidsniveau op 750 van de heilocatie 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bedraagt. De mogelijke effecten op de populaties van bruinvissen en zeehonden worden in § 4.2 beschreven. De toetsing van de effecten aan de Natura 2000-doelstellingen van relevante Natura 2000-gebieden is opgenomen in § 4.3, waarna in § 4.4 wordt getoetst aan de bepalingen voor beschermde soorten in de Wet natuurbescherming (Wnb).

4.2 EFFECTEN OP POPULATIES VAN ZEEZOOGDIEREN

4.2.1 Bruinvis

Effecten op het gedrag van bruinvissen

De door TNO berekende verdeling van het, voor bruinvissen relevante geluid tijdens het heien voor de constructie van windturbines op een *worst case* locatie in kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) is weergegeven in Figuur 4-1. Bij deze geluidverdeling is ervan uitgegaan dat de, in het KEC 3.0 vastgelegde geluidsnorm van $\text{SEL}_{\text{SS}} = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m wordt toegepast. Uit de figuur is af te leiden dat tijdens het heien in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor bruinvissen maximaal 1.093 km^2 verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd.



Figuur 4-1 Berekende verdeling van SEL_{SS} bij heien met toepassing van een geluidsnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) op een representatieve *worst case* paalpositie in kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west). De groene lijn toont de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor bruinvissen.

De berekende effecten van het heien op de bruinvispopulatie van de Noordzee en het NCP zijn opgenomen in Tabel 4-1 en Tabel 4-2. Bij deze berekeningen is ervan uitgegaan, dat een 'soft start' procedure¹⁵ wordt toegepast en dat een limiet aan het maximaal te produceren geluidniveau is gesteld. Conform het KEC 3.0 is uitgegaan van een breedband geluidsniveau op 750 m van de heilocatie van SEL_{SS} = 168 dB re 1 µPa²s.

Tabel 4-1 Schatting van de maximale gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen van 10 MW) van kavel VII in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor de bruinvispopulatie in verschillende seizoenen. Er is van uitgegaan dat een geluidnorm van SEL_{SS} = 168 dB re 1 µPa²s (750 m) wordt toegepast. N.B. Er is geen rekening gehouden met eventuele populatie-effecten van permanente effecten op het gehoor (PTS), omdat het optreden van PTS door het inzetten van ADD wordt voorkomen.

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – mei	Jun – aug	Sep - dec
	Max	Max	Max
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.093	1.093	1.093
Bruinvissen binnen contour (n)	788	763	485
Dierversoringsdagen	59.892	57.981	36.882
Populatiereductie NCP	41	40	23

Tabel 4-2 Als Tabel 4-1 voor alternatief 2 (47 funderingen van 16 MW)

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – mei	Jun – aug	Sep - dec
	Max	Max	Max
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.093	1.093	1.093
Bruinvissen binnen contour (n)	788	763	485
Dierversoringsdagen	37.038	35.857	22.809
Populatiereductie NCP	23	23	13

Uit de resultaten blijkt:

- Het effect van de constructie van windturbines in kavel VI op de bruinvispopulatie op het NCP voor beide alternatieven relatief gering is: de geschatte populatiereductie¹⁶ bedraagt maximaal ongeveer 0,08% van het aantal bruinvissen op het NCP (51.000).
- In effecten op de bruinvispopulatie verschillen de twee onderzochte alternatieven, wat samenhangt met het aantal te heien funderingen: de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen) leidt tot een bijna tweemaal zo grote populatiereductie als die van alternatief 2 (47 funderingen).
- Verder is het seizoen waarin wordt geheid van belang: in het najaar is de populatiereductie het kleinst (23 dieren voor alternatief 1 en 13 dieren voor alternatief 2), omdat de bruinvisdichtheid dan relatief laag is; in het voorjaar en de zomer zijn de effecten ongeveer 70% groter.

Effecten op het gehoor van bruinvissen

Effecten op het gehoor van bruinvissen (PTS) treden niet op of kunnen worden voorkomen door het toepassen van 'Acoustic Deterrent Devices' (zie § 2.3.1).

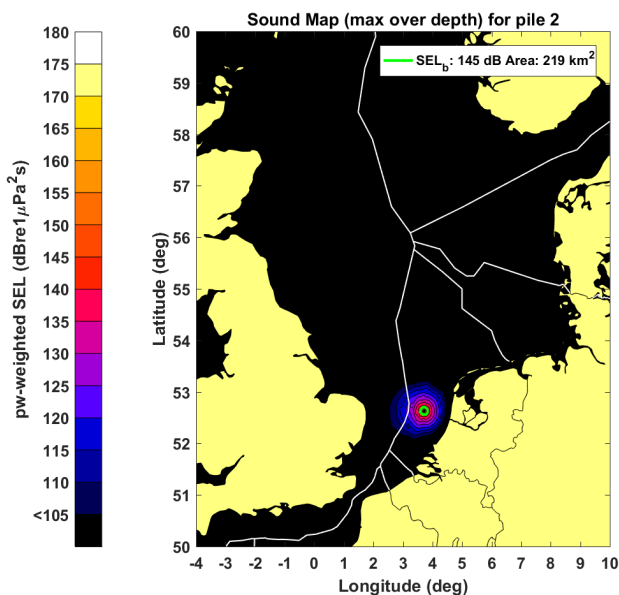
¹⁵ De 'soft start' procedure heeft geen invloed op de totale omvang van het verstoorde gebied.

¹⁶ Deze reductie is niet het gevolg van directe sterfte van bruinvissen (door blootstelling aan het geluid), maar van het feit dat er minder vruchtbare vrouwtjes bijkomen, ofwel omdat er minder jongen worden geboren vanwege een té laag energetisch niveau van de moeder, ofwel omdat de sterfte onder de dieren < 1 jaar door een reductie in de fitness groter is. De deskundigen zijn het erover eens dat verstoring in geen enkel geval tot sterfte van juveniele dieren (> 1 jaar) of volwassen vrouwtjes zal leiden.

4.2.2 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

Voor 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 (zie Tabel 2-2). Een voorbeeld van de door TNO berekende verdeling van het, voor zeehonden relevante geluid tijdens het heien voor kavel VII in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op een van de onderzochte paalposities is weergegeven in Figuur 4-2. Bij deze geluidverdeling ervan uitgegaan dat de, in het KEC 3.0 vastgelegde geluidsnorm van $SEL_{SS} = 168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m wordt toegepast. Tijdens het heien in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) kan voor zeehonden maximaal 219 km^2 verstoord gebied ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd.



Figuur 4-2 Berekende verdeling van SEL_{SS} bij heien met toepassing van een geluidsnorm van $168 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) op een representatieve paalpositie in kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west). De groene lijn toont de contour waarbinnen de drempelwaarde voor de significante gedragsrespons (zie Tabel 2-2) wordt overschreden voor zeehonden.

De resultaten van de berekening van de effecten van niet-gemitigeerd heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabel 3-3 en Tabel 3-4. Maximaal gaat het om 6 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (0,05% van de Nederlandse populatie). De effecten zijn het kleinst in de periode mei – juli als de zeehonden vanwege het voortplantingsseizoen voor hun foerageertochten minder ver de zee op gaan (Aarts e.a. 2016). 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 60% groter is door de constructie van alternatief 1.

In Tabel 4-3 en Tabel 4-4 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 ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat wordt geheid worden verstoord. 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 4-3 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen) van kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 12.416 dieren (Aarts e.a. 2016).

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	219	219	219
Zeehonden binnen contour (n)	6	2	3
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,05	0,02	0,02
Dierverstoringsdagen	433	165	203
Totaal aantal zeehonden verstoord	6 – 433	2 – 165	3 – 203
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,05 – 3,5	0,02 – 1,3	0,02 – 1,6

Tabel 4-4 Als Tabel 4-3 voor alternatief 2 (47 funderingen)

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	219	219	219
Zeehonden binnen contour (n)	6	2	3
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,05	0,02	0,02
Dierverstoringsdagen	268	102	126
Totaal aantal zeehonden verstoord	6 – 268	2 – 102	3 – 126
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,05 – 2,1	0,02 – 0,8	0,02 – 1,0

Uit de resultaten blijkt dat effecten van het heien met een geluidnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor de aanleg van een windpark in kavel VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de Nederlandse populatie van gewone 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 verstoringscontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd (zie Figuur 2-5);
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

Voor grijze zeehonden konden geen aparte berekeningen worden gemaakt. De (groeierende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 5.000 in 2016: Ecomare, 2016; Arts e.a. 2014). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen 2 grijze zeehonden tijdens het heien worden verdreven. De verwachting is dat de werkelijke aantallen nog lager zullen zijn, omdat dichtheden Grijze zeehonden buiten 20 km van de kust zeer laag zijn (lager dan Gewone zeehonden) (Aarts e.a. 2013).

Effecten op het gehoor van zeehonden

Zeehonden reageren minder gevoelig op onderwatergeluid dan bruinvissen en kunnen sneller zwemmen, wat zich vertaalt in kleinere effectafstanden. Uit de berekeningen die zijn uitgevoerd

voor de windparken van het Energieakkoord blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van al deze windparken, zonder dat een geluidsnorm wordt toegepast, al verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km²). Het windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt ten opzichte van de windenergiegebieden van het Energieakkoord verder van de ligplaatsen van zeehonden af, wat betekent dat de gemiddelde dichtheid van zeehonden nog lager is (zie Figuur 2-5). De kans dat zich in het gebied waar zeehonden PTS zouden kunnen oplopen een zeehond bevindt, is daarom verwaarloosbaar. Bij toepassen van een geluidnorm wordt deze kans alleen maar kleiner.

4.3 EFFECTEN OP NATURA 2000-GEBIEDEN

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 (zie voor onderbouwing par. 3.61 in Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor vogels, vleermuizen, vissen en benthos).

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.

4.3.1 Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (Tabel 4-5)¹⁷. Voor beide soorten betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de grijze zeehond zou dat moeten leiden tot het behoud van de populatie en voor de gewone zeehond tot een uitbreiding¹⁸ van de populatie ten opzichte van de situatie ten tijde van de aanwijzing.

Tabel 4-5 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N2000-gebied Waddenzee

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie

¹⁷ Onlangs is een ontwerp-wijzigingsbesluit voor alle Nederlandse Natura 2000-gebieden gepubliceerd. Voor de Waddenzee is de bruinvis als habitatsoort toegevoegd met als doelstelling behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie.

¹⁸ Ten tijde van de aanwijzing was de zeehondenpopulatie zich aan het herstellen van de gevolgen van een virusepidemie. Er werd van uitgegaan dat de gestaag groeiende populatie zich geleidelijk verder zou uitbreiden.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Waddenzee. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 3.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

4.3.2 Noordzeekustzone

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in Tabel 4-6 samengevat.

Tabel 4-6 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Noordzeekustzone

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Bruinvis	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van zeehonden en bruinvissen die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden.

Uit de berekeningen blijkt dat het door onderwatergeluid verstoorde gebied voor **zeehonden** geen overlap vertoont met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Er is dus geen sprake van directe externe werking. Daarnaast neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 4.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van **indirecte externe werking**, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Ook voor **bruinvissen** overlapt het door heigeluid verstoorde gebied niet met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone, ondanks dat de verstoringafstand voor bruinvissen ongeveer 10 km groter is dan voor zeehonden. Er is daarom voor bruinvissen ook geen sprake van directe externe werking. Daarnaast neemt de totale omvang van het leef- en foerageergebied af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP kan ontstaan (indirecte externe werking). Er is sprake van indirecte externe werking als significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP niet kunnen worden uitgesloten.

Door de Nederlandse overheid is bepaald dat met grote zekerheid moet kunnen worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie door de aanleg van windparken op het NCP vanaf 2016 op minimaal 95% van de toen vastgestelde omvang blijft, d.w.z. 51.000 dieren. Uit de in § 4.2.1 gepresenteerde resultaten blijkt dat er een 5% kans is op een maximale populatiereductie door de aanleg van een windpark in kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 41 dieren bedraagt, d.w.z. ongeveer 0,08% van de Nederlandse bruinvispopulatie. De conclusie is dat bij de constructie van het windpark volgens beide alternatieven significante effecten op de bruinvispopulatie en daarmee op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone zijn uit te sluiten. Er is daarom geen sprake van indirecte externe werking.

4.3.3 Voordelta

In het Natura 2000-gebied Voordelta gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond¹⁹. Voor de grijze zeehond betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de gewone zeehond is een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied geformuleerd. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Voordelta. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 4.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

4.3.4 Oosterschelde

In het Natura 2000-gebied Oosterschelde geldt een instandhoudingsdoelstelling voor de gewone zeehond. Het betreft een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren²⁰.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Oosterschelde. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 3.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

4.3.5 Vlakte van de Raan

In het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie Tabel 4-6). Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden. Dieren kunnen het gebied mijden waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt.

¹⁹ Onlangs is een ontwerp-wijzigingsbesluit voor alle Nederlandse Natura 2000-gebieden gepubliceerd. Voor de Voordelta is de bruinvis als habitatsoort toegevoegd met dezelfde instandhoudingsdoelstelling als die voor de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan (behoud omvang en verbetering leefgebied voor behoud populatie).

²⁰ Onlangs is een ontwerp-wijzigingsbesluit voor alle Nederlandse Natura 2000-gebieden gepubliceerd. Voor de Oosterschelde zijn de grijze zeehond en de bruinvis als habitatsoorten toegevoegd. Voor beide soorten betreft het een behoudsdoelstelling.

Het voor gewone en grijze **zeehonden** verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 4.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Voor **bruinvissen** overlapt het door geluid verstoorde gebied niet met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlakte van de Raan neemt echter wel af (indirecte externe werking). Het effect van deze indirecte externe werking op de bruinvispopulatie is reeds beschouwd in § 4.3.2 bij de bespreking van de effecten op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en wordt op dezelfde wijze beoordeeld.

4.3.6 Westerschelde & Saeftinghe

In het Natura 2000-gebied Oosterschelde geldt een instandhoudingsdoelstelling voor de gewone zeehond. Het betreft een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren²¹.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 4.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

4.4 EFFECTEN OP BESCHERMDE SOORTEN

Tijdens de aanleg van windturbines in kavel VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op. Het verstoren van zeezoogdieren 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) en lid 4 (beschadigen of vernielen van voortplantingsplaatsen en rustplaatsen) 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 noch bij zeehonden noch bij bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden. De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **zeehonden** niet in het geding, omdat de geluidsnormen die zullen worden opgelegd om significant negatieve effecten op de bruinvispopulatie te voorkomen, tot gevolg hebben dat ook geen significante effecten op zeehonden optreden. Voor **bruinvissen** 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

²¹ Onlangs is een ontwerp-wijzigingsbesluit voor alle Nederlandse Natura 2000-gebieden gepubliceerd. Voor Westerschelde & Saeftinghe zijn de grijze zeehond en de bruinvis als habitatoorten toegevoegd. Voor beide soorten betreft het een behoudsdoelstelling.

grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

4.5 MITIGERENDE MAATREGELEN

4.5.1 Overzicht mogelijkheden

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'.

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 te met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

4. De oppervlakte door geluid verstoord gebied te beperken door en/of
5. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
6. Het aantal impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken.

Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief geringe waterdiepte te kiezen; voor het hele plangebied van windenergiegebied Hollandse Kust (west) biedt dit echter weinig soelaas, omdat de variatie in waterdiepten relatief beperkt is;
- De propagatie van heigeluid (verder) te beperken door het toepassen van geluiddemping (heimantels, bellenschermen e.d.).

Ad 2. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

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 verstoringscontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Ad 3. Het aantal impulsdagen beperken

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 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.

5 Cumulatieve effecten

5.1 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 voor het windpark en de zeekabels (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de fundering van de TenneT-platforms Hollandse Kust (west Alpha) en Hollandse Kust (west Beta);
- 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, explosies en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven.

5.2 CUMULATIEVE EFFECTEN VAN HOLLANDSE KUST (WEST)

5.2.1 Scenario

Voor het verkrijgen van een indruk van de cumulatieve effecten van de constructie van windturbines in de kavels VI en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de zeezoogdieren van het NCP met andere initiatieven zijn de volgende scenario's beschouwd:

- Hollandse Kust (west): aanleg van beide kavels in de periode januari – mei (1 paal per 24 uur), constructie TenneT-platforms in de periode januari – mei (*worst case*), seismisch vooronderzoek volgens het KEC 3.0 scenario (zie Heinis e.a. 2019);
- Hollandse Kust (west): aanleg van beide kavels in de periode juni – augustus (1 paal per 24 uur), constructie TenneT-platform in de periode januari – mei (*worst case*), seismisch vooronderzoek volgens het KEC 3.0 scenario (zie Heinis e.a. 2019);
- Hollandse Kust (west): aanleg van beide kavels in de periode september – december (1 paal per 24 uur), constructie TenneT-platform in de periode januari – mei (*worst case*), seismisch vooronderzoek volgens het KEC 3.0 scenario (zie Heinis e.a. 2019).

In de berekeningen van cumulatieve effecten is er *worst case* van uitgegaan dat er voor de windturbines per etmaal één fundering wordt geheid en dat er dus geen sprake is van overlappende verstoringoppervlakten (waardoor het totale aantal dierverstoringsdagen afneemt). De TenneT-platforms hebben een zogenaamde jacketfundering, die met 6 palen in de zeebodem wordt verankerd. Er wordt conform het KEC 3.0 van uitgegaan dat deze met een heil-energie van 2.000 kJ worden geheid en dat per dag 1 paal wordt geheid. Tijdens het heien van een jacket-paal zal vanaf een gegeven moment de paal zo ver de bodem in gaan dat de afstraal effectiviteit hierdoor zal afnemen; omdat de paal niet meer de hele waterkolom zal overbruggen. Conform de door TNO uitgevoerde berekening voor de transformatorplatforms voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) is ervan uitgegaan dat de paal gedurende de gehele heitijd over de hele waterkolom afstraalt (de Jong en Binnerts, 2016).

In het kader van het KEC 3.0 is ook inschatting gemaakt van de mogelijke effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) en rond het geplande tracé voor de zeekabels. De resultaten van die berekeningen zijn hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 2.

5.2.2 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 de kavels VI en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) in twee alternatieve opstellingen, de bijbehorende TenneT-platforms en het daarvoor benodigde seismische onderzoek zijn opgenomen in Tabel 5-1 en Tabel 5-2.

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 minimaal 95% van de destijds vastgestelde omvang blijft, d.w.z. 51.000 dieren. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) neemt de bruinvispopulatie op het NCP met grote zekerheid (95%) met niet meer dan 103 dieren af, wat overeenkomt met 0,2% van deze populatie. Deze maximale waarde kan worden bereikt als alle werkzaamheden in de periode januari – mei plaatshebben, wanneer de bruinvisdichtheid relatief hoog is.

De conclusie dat significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten.

Tabel 5-1 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in kavel VI (basisalternatief én zuidelijk verkavelingsalternatief) en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (alternatief 1 = 76 turbines per kavel), twee TenneT-platforms (Alpha en Beta) en het benodigde seismische vooronderzoek in het plangebied.

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen	Populatiereductie (5 ^e percentiel)	
			aantal dieren	% NCP
Seismisch vooronderzoek	42	1.484		
Constructie platforms	12	11.325		
Aanleg funderingen HKW				
Januari – mei	152	118.085		
Juni – augustus	152	114.318		
September – december	152	72.718		
Totaal NCP	Minimaal	85.528	62	0,1
	Maximaal	130.895	103	0,2

Tabel 5-2 Als Tabel 5-1 voor alternatief 2 = 47 turbines per kavel)

	Impulsdagen	Dierversoringsdagen	Populatiereductie (5 ^e percentiel)	
			aantal dieren	% NCP
Seismisch vooronderzoek	42	1.484		
Constructie platforms	12	11.325		
Aanleg funderingen HKW				
Januari – mei	94	73.026		
Juni – augustus	94	70.697		
September – december	94	44.971		
Totaal NCP	Minimaal	57.780	39	0,1
	Maximaal	85.836	63	0,1

5.2.3 Effecten op zeehonden

Voor zeehonden zijn geen aparte berekeningen voor de omvang van het verstoorde oppervlak door seismisch onderzoek gedaan. Er is daarom uitgegaan van de resultaten van de berekeningen voor

bruinvissen die in het kader van het KEC 3.0 zijn gedaan (zie Heinis e.a. 2019). Hiermee worden eventuele effecten op zeehonden overschat, aangezien zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren en bovendien ook minder gevoelig zijn voor de relatief hoogfrequente componenten in de signalen van de ingezette apparatuur (zie audiogrammen bruinvis en zeehonden in bijlage 3).

De resultaten van de berekeningen van de gecumuleerde effecten van de constructie van kavel VI (basisalternatief) en kavel VII staan in Tabel 5-3 en tabel 5-4. Naar analogie van de eerder gepresenteerde berekeningen voor Hollandse Kust (west) (zie Tabel 3-3 en Tabel 3-4) is ook een bandbreedte gegeven van het aantal mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen, inclusief de funderingen voor de TenneT-platforms zijn geheid én het seismische vooronderzoek in het plangebied voor Hollandse Kust (west) en langs het kabeltracé is uitgevoerd. Voor de ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat de werkzaamheden worden uitgevoerd worden verstoord. 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.

Voor het berekenen van de effecten van het seismisch onderzoek in het windenergiegebied Hollandse kust (west) is de gemiddelde dichtheid van de zeehonden vermenigvuldigd met het verstoorde oppervlak (*i.e.* 84 km²) als wordt uitgegaan van volledige plaatstrouw. Dit getal is vermenigvuldigd met het aantal verstoringsdagen (*i.e.* 2 x 12 = 24) voor de berekening van het aantal eenmalig verstoorde dieren. Voor de verstoring van zeehonden langs het kabeltracé is een vergelijkbare berekening uitgevoerd. Voor deze surveys is uitgegaan van een verstoord oppervlak van 33 km² en 18 (2 x 9) verstoringsdagen.

Uit de resultaten blijkt dat het bij de werkzaamheden voor de aanleg van twee kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (west) geproduceerde impulsieve geluid maximaal 0,3% van de Nederlandse populatie gewone zeehonden meerdere malen verstoort.

De conclusie is dat op grond van dezelfde argumentatie als voor de afzonderlijke kavels VI en VII (zie § 3.2.2 en 4.2.2) cumulatieve effecten van de constructie van deze twee kavels, inclusief de aanleg van twee TenneT-platforms en het uitvoeren van seismisch vooronderzoek in het windenergiegebied en langs het tracé van de zeekeblen op populatie van gewone zeehonden zijn uit te sluiten:

- Aafgezet 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 verstoringscontour 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, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

De resultaten van de cumulatieve berekeningen voor de combinatie van kavel VII en het zuidelijke verkavelingsalternatief voor kavel VI staan in onderstaande tabel 5-5 en Tabel 5-6. De cumulatieve effecten op gewone zeehonden zijn iets kleiner, maar eveneens zeer beperkt. In alle gevallen zijn

de effecten op grijze zeehonden kleiner dan die op gewone zeehonden, omdat de populatie kleiner is (en de totale aantallen op het NCP ook).

Tabel 5-3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehonden op het NCP door de constructie van winturbines in kavels VI (basis verkavelingsalternatief) en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (alternatief 1 = 76 windturbines per kavel), de twee TenneT- platforms en het daarvoor benodigde seismische vooronderzoek. Het betreft gemiddelde waarden voor de onderzochte paalposities.

	Impulsdagen	Aantal dieren meermalen verstoord	Aantal dieren eenmalig verstoord	% NCP
Sesimisch vooronderzoek	42	5	110	<0,1 – 0,9
Constructie platform	12	11	66	<0,1 – 0,5
Aanleg funderingen HKW				
Januari – april	152	15	1.139	0,1 – 9
Mei – juli	152	6	430	<0,1 – 3
September – december	152	7	541	0,1 – 4
Cumulatief minimaal (volledige plaatstrouw, dieren meerdere malen verstoord)				0,1 – 0,3
Cumulatief maximaal (steeds andere dieren verstoord)				3 – 11

Tabel 5-4 Als voor (alternatief 2 = 47 windturbines per kavel)

	Impulsdagen	Aantal dieren meermalen verstoord	Aantal dieren eenmalig verstoord	% NCP
Sesimisch vooronderzoek	42	5	110	<0,1 – 0,9
Constructie platform	12	11	66	<0,1 – 0,5
Aanleg funderingen HKW				
Januari – april	94	15	704	0,1 – 6
Mei – juli	94	6	266	<0,1 – 2
September – december	94	7	344	0,1 – 3
Cumulatief minimaal (volledige plaatstrouw, dieren meerdere malen verstoord)				0,1 – 0,3
Cumulatief maximaal (steeds andere dieren verstoord)				2 – 7

Tabel 5-5 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehonden op het NCP door de constructie van winturbines in kavels VI (zuidelijk verkavelingsalternatief) en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (alternatief 1 = 76 windturbines per kavel), de twee TenneT- platforms en het daarvoor benodigde seismische vooronderzoek. Het betreft gemiddelde waarden voor de onderzochte paalposities.

	Impulsdagen	Aantal dieren meermalen verstoord	Aantal dieren eenmalig verstoord	% NCP
Sesimisch vooronderzoek	42	5	110	<0,1 – 0,9
Constructie platform	12	11	66	<0,1 – 0,5
Aanleg funderingen HKW				
Januari – april	152	11	839	0,1 – 7
Mei – juli	152	4	320	<0,1 – 3
September – december	152	5	394	<0,1 – 3
Cumulatief minimaal (volledige plaatstrouw, dieren meerdere malen verstoord)				0,1 – 0,2
Cumulatief maximaal (steeds andere dieren verstoord)				3 – 8

Tabel 5-6 Als voor (alternatief 2 = 47 windturbines per kavel)

	Impulsdagen	Aantal dieren meermalen verstoord	Aantal dieren eenmalig verstoord	% NCP
Sesimisch vooronderzoek	42	5	110	<0,1 – 0,9
Constructie platform	12	11	66	<0,1 – 0,5
Aanleg funderingen HKW				
Januari – april	94	11	519	0,1 – 4
Mei – juli	94	4	198	<0,1 – 2
September – december	94	5	244	<0,1 – 2
Cumulatief minimaal (volledige plaatstrouw, dieren meerdere malen verstoord)				0,1 – 0,2
Cumulatief maximaal (steeds andere dieren verstoord)				2 – 6

5.2.4 Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In § 3.3 en § 3.4 is vastgesteld dat de constructie van de kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan niet negatief beïnvloedt (verstoringcontouren overlappen niet met de Natura 2000-gebieden). Er is dus geen sprake van directe extreme werking. De totale omvang van het leef- en foeragegebied 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 § 5.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat door het met de aanleg van de kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) gepaard gaande impulsieve geluid significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied Hollandse Kust (west) zo ver van de Natura 2000-gebieden ligt dat er geen sprake is van overlap van de versztoringscontouren met een van de gebieden. Er is dus geen sprake van directe externe werking. De omvang van het foeragegebied op de Noordzee neemt echter tijdelijk af, waardoor er sprake zou kunnen zijn van indirecte externe werking. In § 5.2.3 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van de kavels VI en VII, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms en het uitvoeren van seismisch onderzoek in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) en langs het tracé voor de zeekeblen op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

5.2.5 Beschermde soorten

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor **zeehonden** niet in het geding, omdat de geluidsnormen die zullen worden opgelegd om significant negatieve effecten op de bruinvispopulatie te voorkomen, tot gevolg hebben dat ook geen significante effecten op zeehonden optreden. Voor **bruinvissen** is de GSI niet in het geding, omdat in het KEC 3.0 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 48.450 dieren zal blijven. Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. De berekeningen voor het KEC 3.0 en de daaruit voortvloeiende geluidsnorm vormde de grondslag voor de berekeningen in dit rapport (zie ook hierna).

5.3 CUMULATIEVE EFFECTEN WIND OP ZEE OP NCP (2016 – 2030)

Voor het KEC 3.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid op de bruinvispopulatie op het NCP berekend van de constructie van windparken op zee. Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek. 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 uitgegaan van één universele geleuidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het in

Tabel 5-7 weergegeven scenario leidt tot in het totaal 807.969 bruinvisverstoringsdagen. Uit de in § 2.3.5 weergegeven benaderingsformule volgt dat dit leidt tot een kans van 5% op een reductie van de bruinvispopulatie na 2030 van **865** dieren (= ca. 1,7% van de bruinvissen op het NCP).

Tabel 5-7 Bruinvisverstoringsdagen ten gevolge van de aanleg van de windparken van het Energieakkoord met toepassen van de in (ontwerp) kavelbesluiten vastgelegde geluidnorm voor heien in het voorjaar en de windparken na 2023 met toepassen van één uniforme geluidnorm van SELss = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor zowel de turbinefunderingen (voor 10 MW turbines) als de transformatorplatforms.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	norm [dB]	Bruinvis verstoringsdagen
42	Tender 2015 – Borssele I/II	2020	752	94	163	16.824
43	Tender 2016 – Borssele III/IV	2020	732	79	163	24.160
44	Tender 2017 – Hollandse Kust (zuid) I/II	2021	752	94	165	34.633
45	Tender 2018 – Hollandse Kust (zuid) III/IV	2021	752	94	165	32.667
47	Tender 2019 – Hollandse Kust (noord) V	2023	760	95	165	38.289
Totaal verstoringsdagen a.g.v. heien turbinefunderingen Energieakkoord						146.572
48	Hollandse Kust (west) VI	2024	760	76	168	58.193
51	Hollandse Kust (west) VII	2025	760	76	168	59.892
53	Ten noorden van Waddeneilanden I	2026	760	76	168	126.016
55	IJmuiden Ver I	2027	1000	100	168	77.291
57	IJmuiden Ver II	2028	1000	100	168	77.291
59	IJmuiden Ver III	2029	1000	100	168	86.087
60	IJmuiden Ver IV	2030	1000	100	168	86.087
Totaal verstoringsdagen a.g.v. heien turbinefunderingen na 2023						570.858
Totaal verstoringsdagen a.g.v. heien platforms						70.801
Totaal verstoringsdagen a.g.v. geofysische surveys						19.738
TOTAAL BRUINVISVERSTORINGSDAGEN						807.969
Populatiereductie volgens benaderingsformule (5% kans)						865

6 Onzekerheden en leemten in kennis

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, maar ook als gevolg van het feit dat over een bepaalde parameter weinig of vrijwel niets bekend is (dit is een kennisleemte). Een overzicht:

Drempelwaarde voor verstoring/gedragsverandering

- De berekende effectafstanden zijn sterk afhankelijk van de gekozen discrete drempelwaarde²². Op grond van resultaten van onderzoek onder gecontroleerde omstandigheden en in het veld is gebleken dat de drempelwaarde kan liggen tussen SELs = 136 en 145 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Kastelein e.a. 2013; BMU 2013; Diederichs e.a. 2014; Brandt e.a. 2018). Het betreft breedband en ongewogen geluidsniveaus. Het meest uitgebreide onderzoek is door Brandt e.a. (2018) uitgevoerd en betrof onderzoek naar de effecten van heigeluid op bruinvissen tijdens de constructie van de eerste zeven Duitse windparken. In deze studie werd een significante afname van de aanwezigheid van bruinvissen gevonden bij breedband en ongewogen geluidsniveaus van meer dan 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. De voor het MER Hollandse Kust (west) gekozen drempelwaarde van SELs = 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ is daarom mogelijk aan de voorzichtige kant. Als een hogere waarde van SELs = 143 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ in de berekeningen zou zijn gebruikt, zou het verstoorde oppervlak en daarmee ook het aantal bruinvisverstoringdagen ongeveer 30 – 40% kleiner zijn (Heinis e.a. 2019).
- 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 3.0 beschikbare gegevens lieten het echter niet toe duidelijke conclusies te trekken over de noodzaak daartoe. Tougaard e.a. (2015) hebben er 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). 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 veel kleinere voorspelde verstoringsoppervlakken leiden, omdat deze gewogen SELs effectiever mitigeren dan ongewogen SELs (Dähne e.a. 2017).

Kwantificeren van het aantal verstoorde dieren

- De bandbreedte rond de dichtheidsschattingen voor bruinvissen is vrij groot en bedraagt ongeveer 50%. Verder is nog vrijwel niets bekend over eventuele seizoens-afhankelijke migratiepatronen, locatietrouw en mogelijke sexe- en leeftijd-specifieke variatie hierin.

²² Er wordt van een discrete drempelwaarde gesproken, omdat deze de grens aangeeft tussen 'in het geheel geen verstoring' en een of andere vorm van verstoring, gedefinieerd als **alle** reacties met een score van 5 of meer op de schaal van Southall et al. (2007). Dit in tegenstelling tot een dosis-effect relatie waarbij de kans op het optreden of het niveau van een effect geleidelijk toeneemt met het blootstellingsniveau (de dosis).

Hoewel in Deense wateren (zender)onderzoek loopt, waardoor voor individuele dieren meer informatie beschikbaar komt (e.g. Sveegaard, 2011, Nielsen e.a. 2018), zal deze leemte voor de Noordzee niet op korte termijn worden opgevuld. Hierdoor blijft het lastig een nauwkeuriger schatting te maken van het aantal dieren die in verschillende tijden van het jaar worden beïnvloed.

- Voor het NCP is door Wageningen Marine Research op basis van telemetriegegevens een, voor de berekeningen in deze notitie gebruikte kaart gemaakt met de ruimtelijke variatie in de dichtheid van gewone zeehonden (Aarts e.a. 2016). Voor grijze zeehonden is een dergelijke kaart ook beschikbaar (Brasseur e.a. 2010), maar deze is op gegevens van een beperkt aantal dieren gebaseerd en daarom minder betrouwbaar. In de laatste jaren zijn door de monitoring rond windparken op zee veel nieuwe zendergegevens zowel voor grijze zeehond beschikbaar gekomen. Ook is de kwaliteit van de gegevens doordat gps-zenders zijn gebruikt sterk verbeterd. Ontwikkeling van een kaart waarin deze nieuwe gegevens zijn verwerkt, indien mogelijk voor verschillende seizoenen, zou het mogelijk maken een betere schatting van het aantal door geluid verstoorde grijze zeehonden te maken.

Doorvertalen van effecten op individuele bruinvissen naar populatie-effecten (iPCoD)

- Omvang gevoelige deelpopulatie (*vulnerable subpopulation*), een van de parameters in het iPCoD model. In de berekeningen voor het KEC 3.0, die aan de basis hebben gelegen voor de berekeningen in deze notitie, is uitgegaan van een *vulnerable subpopulation* van 350.000 dieren, d.w.z. gelijk aan de totale omvang van de Noordzeepopulatie. 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 e.a. 2018). Voor het KEC 1.0 is de gevoeligheid van de modelresultaten voor drie verschillende grootten van de *vulnerable subpopulation* onderzocht (Heinis e.a. 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, met name voor de bruinvis. Bij het bepalen van de relatie tussen verstoring en *vital rates* is gebruik gemaakt van een door de Universiteit van Amsterdam in samenwerking met de Uiniversiteit 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?

Doorvertalen van effecten op individuele gewone en grijze zeehonden naar populatie-effecten

Voor de **gewone en de grijze zeehond** zijn door zenderonderzoek veel meer gegevens over het natuurlijke gedrag in het veld beschikbaar dan voor de bruinvis. 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 e.a. 2007; Sparling & Fedak 2004; Sparling e.a. 2007) zou het effect op de populatie kunnen worden ingeschat door een zogenaamd '*agent based*' model (zie bijvoorbeeld (Nabe-Nielsen e.a. 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. Het zal echter nog enkele jaren duren voordat dit model operationeel is.

7 Referenties

- 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.
- Arts, F. 2012. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2011. Rapport RWS Waterdienst BM 12.25.
- Binnerts, B., C. de Jong, M. Ainslie, M. Nijhof, Roel Müller & E. Jansen, 2016. Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound. Sponsored by Rijkswaterstaat. TNO report TNO 2016 R11338.
- 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).
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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., 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.
- de Jong, C.A.F & M.A. Ainslie, 2012. Analysis of the underwater sound during piling activities for the Off-shore Wind Park Q7. Report TNO 2012 R10081.
- 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.
- 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.
- Geelhoed, S., M. Scheidat & R. van Bemmelen, 2014. Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013. IMARES report C027/14.
- 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.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.
- Geelhoed, S.C.V., S. Lagerveld & J.P. Verdaat, 2015. Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2015. IMARES report C189/15.
- 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
- 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.
- 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 EZ, 2019. Notitie reikwijdte en detailniveau kavels VI en VII windenergiegebied Hollandse Kust (west) DEF 2.1. 28 maart 2019.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Thompson, P.M., K.L. Brookes, I.M. Graham, K. Needham, G. Bradbury & N.D. Merchant, 2013. Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbor porpoises. *Proc.R.Soc. B* 280: 20132001.
- 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.
- 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.

BIJLAGE 1 MODELLERING HEIGELUID

Per locatie is de onderwatergeluidverspreiding voor het heien van een representatieve fundatiepaal (turbine en platform) berekend. De geluidverspreiding hangt af van:

- type heihamer, massa van de hamer en hamerklapenergie
- massa van het aambeeld en contactstijfheid
- diameter, wanddikte en materiaal van de heipaal
- lengte van de heipaal in het water en in het sediment
- mitigatiemaatregel (bellenscherm, mantel, ...)
- waterdiepte (bathymetrie) rond de paal
- sedimenteigenschappen rond de paal (dichtheid, geluidssnelheid en absorptie)
- windsnelheid / golfhoogte

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 (aantal door te rekenen variaties). De onzekerheid in de berekende geluidverspreiding zou in theorie af moeten nemen wanneer meer gedetailleerde informatie beschikbaar is. De beperkte modelvalidatie (PAWP, Luchterduinen, Gemini) laat zien dat we nog niet goed in staat zijn om die onzekerheid te kwantificeren, omdat we de bijdragen van de diverse parameters (zie de lijst hierboven) aan de onzekerheid niet goed kunnen scheiden.

- Voor de heigeluidberekeningen in deze studie is gebruik gemaakt van het, in het kader van Wozep verder ontwikkelde, Aquarius 4 model, zie de Jong e.a. (2018).
- De Aquarius 4 modelberekeningen leiden tot een geluidverspreiding in termen van het tertsbandspectrum van de SELs in de omgeving van de paal als functie van afstand en diepte.
- Als maat voor het kwantificeren van mogelijke verstoring van bruinvissen gebruiken we, in overeenstemming met de KEC redeneerlijn uit 2015, de ongewogen breedband waarde van de berekende SELs.
- Daarbij kiezen we de maximale waarde van de SELs over de waterdiepte²³. In Aquarius 4 wordt de SELs als functie van de diepte berekend in 10 equidistante stappen en vervolgens het maximum genomen.

Hamer

Hamertype en energie worden in een laat stadium van het ontwerp gekozen. Voor deze studie wordt op aangegeven van RWS aangenomen dat in alle gevallen de windturbines geplaatst worden op monopile fundaties, die worden geslagen met een geschatte maximum hamerenergie van 2000 kJ. Naar verwachting zal het vermogen per turbine over de jaren toenemen. Voor het heien van de monopiles voor turbines groter dan 12 MW wordt een maximum hamerenergie van 4000 kJ aangenomen. De grootste huidige hamer van IHC heeft een vermogen van 4000 kJ (max paaldiameter 7,5 m). Ook voor het heien van de kleinere palen (2-3m) voor de jacket fundaties van de platforms wordt een hamerenergie van 2000 kJ verondersteld, op basis van informatie verstrekt door TenneT.

Het Aquarius 4 model maakt gebruik van een geïdealiseerd model van de hamer (Deeks & Randolph, 1994). Daarvoor zijn gegevens nodig van de kinetische energie van de hamer, de massa's van de hamer en het aambeeld en van de contactstijfheid tussen hamer en aambeeld. Een analyse van alle mogelijke hamer types valt buiten de scope van de studie bij gebrek aan voldoende gedetailleerde gegevens. De bij Gemini toegepaste (IHC S-2000) hamer is als startpunt gebruikt voor het bepalen van de uiteindelijke parameters:

- Turbines t/m 12 MW: paaldiameter $D = 5.5$ m, 2000 kJ hamerenergie
- Turbines 15 MW: paaldiameter $D = 7,5$ m, 4000 kJ hamerenergie
- Platformpalen: paaldiameter $D = 3$ m, 2000 kJ hamerenergie

²³ In het Aquarius 1 kwam dat goed overeen met de waarde op 1 m van de bodem.

Overige parameters:

- Wanddikte monopile (API formule): $t = 0.01D + 6.35e^{-3}$ m
- Aambeeld massa = ram massa = hamerenergie * (1 ton/20 kJ)
- Contactstijfheid 20 GN/m

Locaties

De door RWS aangeleverde scenario's geven een centrale locatie voor elk gepland park. Dit levert niet noodzakelijk een 'realistische worst case' voor de berekende verstoringoppervlakte. Die worst case zal in het algemeen optreden bij de grootste diepte in het park en op de grootste afstand van de kust. Per park is daarom op basis van de bathymetrie een 'realistische worst case' locatie in de nabijheid van het opgegeven centrale punt gekozen.

Sediment

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 de U8 meetdata, mits rekening gehouden wordt met een frequentieafhankelijke absorptie in het sediment. De volgende keuzen zijn gemaakt:

- 'Medium sand' parameterwaarden (Ainslie 2010, tabel 4.18): $\rho = 2086 \text{ kg/m}^3$, $c = 1797 \text{ m/s}$, en $\alpha = 0.88 \text{ dB}/\lambda$, bij een geluidsnelheid in het water van 1500 m/s.
- Afnemende absorptie ($\sim f^{1.8}$) beneden 250 Hz

Wind

Vanwege onzekerheid over de betrouwbaarheid van de modellering van het extra propagatieverlies ten gevolge van verstoring van het wateroppervlak door wind en golven is besloten om voorzichtigheidshalve dit effect weg te laten in de Aquarius 4 berekeningen, dus windsnelheid 0 m/s

- In 2015 werd het gemiddelde genomen van het met Aquarius 1 berekende verstoringsooppervlak met en zonder windverliezen. Achteraf is geconstateerd dat het model voor windverliezen in Aquarius 1 vooral zinvol was om de fout die gemaakt werd door de keuze voor een puntbronmodel te compenseren.
- In de nieuwe Aquarius 4 versie is dat niet meer nodig en nemen we de contouren voor berekeningen zonder wind.

Transformatorplatforms

- gemiddeld 2 jacketpalen per dag
- hamerenergie 2000 kJ
- aanleg van de platforms één jaar voor het heien van de turbinefundaties

BIJLAGE 2 MODELLERING GEOFYSISCH SURVEYS

Beschrijving scenario's

Geofysische surveys worden over tijdsspanne van een aantal (1-5) jaren voor 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 geheid (turbines en platforms) wordt, als ook het tracé waarlangs de kabels naar de kust worden gelegd.

Het scenario voor de geofysische survey bestaat uit 4 deelscenario's:

- 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark
- 2) Gedetailleerde survey van de locaties van de toekomstige turbines, platforms en infieldkabels
- 3) Globale survey van het kabeltracé
- 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé

Ad 1) Globale survey van het gebied van het toekomstig windmolenpark

Uitgangspunten:

- Een geofysische survey bestrijkt ongeveer 10 km² per dag en gaat 24 uur continu door (afgezien van slecht weer en de maandelijkse uitwisseling van de bemanning, die we in deze studie negeren). Het aantal dagen per park = oppervlak geofysische survey gedeeld door 10 km².
- We nemen aan dat deze in het 5 jaar voor aanleg van het park wordt uitgevoerd.
- Er wordt gewerkt met een multibeam, een sidescansonar, een magnetometer, een subbottomprofieler en een multi channel sparker. Hier wordt uitgegaan van het gebruik van een sparker als *worst case* scenario, wat leidt tot effectafstanden van 3 km.
- We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (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 infieldkabels

Uitgangspunten:

- Typisch uitgevoerd 1 à 2 jaar voor aanleg park (conform Gemini). Hierbij gaan we uit van 1 jaar voor de aanleg.
- Voor het overige gelden dezelfde aannames als bij de globale surveys (1).

Ad 3) Globale survey van het kabeltracé

Uitgangspunten:

- Het betreft een survey van het tracé van windenergiegebied naar land. Daarnaast wordt tevens een survey van de locatie van het platform / de platforms voorzien, vooral m.b.t. obstakels (Side Scan Sonar, Bathymetrie) en magnetische contacten (ivm 'unexploded ordnance', ook wel UXO's).
- Het totale gesurveyde oppervlak wordt geschat door het aantal km kabel maal een strook breedte. Deze breedte is afhankelijk van het aantal kabels en afstand tot het windpark (geschatte waardes in Tabel 3).
- Typische uitgevoerd 2 jaar voor het globale onderzoek.
- Tijdens deze survey wordt gebruik gemaakt van een Magnetometer, Sidescan Sonar, Subbottom profieler, Singlebeam en Multibeam Echolood. Een multi channel sparker is mogelijk niet nodig als de sub-bottom profieler 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 hanteren we een effectafstand voor de sub-bottom profieler typische afstand van 1 km (zie Bijlagetabel 3-4).

We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sub-bottom profieler) van ~1 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsoppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

Ad 4) Gedetailleerde survey van het kabeltracé

Uitgangspunten:

- 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).
- Vindt plaats 1 jaar voor de aanleg van het turbines.
- 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 3-4). 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.
- We doen geen locatie-specifieke akoestische berekeningen, maar gaan er van uit dat per dag 10 km² gescand wordt, met een geschatte maximale verstoringafstand (sub-bottom profiler) van ~1 km. Hierbij worden eventuele bijdrage van inzet sparker tijdens de laatste 3 km en de kust en in rond het gebied van de platforms verwaarloosd. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~30-36 km² verstoringsooppervlak per dag (afhankelijk van tracé).

De bovenstaande scenario's leiden tot de volgende schema's per park (Bijlagetabel 2-1) en per platform/kabeltracé (Bijlagetabel 2-2).

Bijlagetabel 2-1 Schema geofysische survey per park

Wanneer	Activiteit	Verstoringsooppervlak 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 2-2 Schema geofysische survey per kabeltracé

Wanneer	Activiteit	Verstoringsooppervlak per dag (km ²)
2 jaar voor aanleg	Globale survey van het kabeltracé	Afhankelijk van kabeltracé park (30 - 36)
1 jaar voor aanleg	Gedetailleerde survey van het kabeltracé	Afhankelijk van kabeltracé park (30 - 36)

Schattingen voor de kabeltracés zijn afhankelijk van de afstand tot het land en type kabelverbinding (AC of DC). De hier gehanteerde waardes staan aangegeven in onderstaande Bijlagetabel 2-3.

Bijlagetabel 2-3 Geschatte waarde voor afstanden van de transformator platforms tot het land, en bijbehorende geofysische survey van het kabeltracé. De aangenomen waardes voor verstoringsooppervlakte en aantal dagen survey staan tevens aangegeven.

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	Verstoringsooppervlak per dag / km ²	Dichtheid voorjaar (ind/km ²)	bruinverstoringsdagen
HKW beta	75	1.2 (2 kabels)	90	10	9	33	0.721	214
TNW alpha	120	1.2 (2 kabels)	144	10	14.4	33	0.785	373
IJmuiden Ver	200 x 3 (kabels)	1	600	10	60	36	0.698	1507

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, 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 een met de frequentiegevoeligheid van het gehoor van bruinvissen gewogen drempelwaarde is een schatting gemaakt van de verstoringafstand voor verschillende type systemen die gebruikt worden in deze surveys. De aannames voor de inschattingen van verstoringafstanden voor de bruinvis staan in de onderstaande paragrafen verder uitgewerkt en samengevat in Bijlagetabel 2-4.

Bijlagetabel 2-4 Typische systemen die tijdens geofysische surveys gebruikt bij de aanleg van windparken, platforms en kabeltracés. De derde kolom geeft een inschatting van verstoringafstanden aan voor de verschillende type systemen.

Type systeem	Voorbeeld systeem	Geschatte effectafstand
Multibeam Echosounder:	Kongsberg EM2040 Dual Head, Dual Swath / Dual Ping – Frequency 400 kHz	Boven bruinvisgehoorgrens; Geen significante sub-harmonischen; Verwachte effect afstanden (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;
Sub-Bottom Profiler: Magnetometer: Geomatrix G882 Cesium vapour magnetometer	Innomar SES 2000 Standard parametric sub-bottom profiler – Power: > 50kW ; Frequency: 8 – 100 kHz	Verwachte effectafstanden tussen 1 en 2 km, veroorzaakt door primaire frequentie van de bron op 100 kHz; zie Bijlagefiguur 2-1
Sparker Single Channel	GSO 200-tip sparker (assumed operated at 500 J)	Verwachte effectafstanden tussen 1 en 2 km, op basis van schattingen; zie Bijlagefiguur 2-1
Sparker Multi Channel	GSO 360-tip Sparker seismic source + 2000 J PSU (operated at 900 J)	Verwachte effectafstanden tussen 3 en 4 km, op basis van schattingen; zie Bijlagefiguur 2-1

Akoestische eigenschappen van geofysische surveys

De tijdens geofysische surveys gebruikte echosounders zijn hoogfrequent (> 200 kHz) en niet hoorbaar voor bruinvissen (zie audiogram in bijlage 3). Metingen van dit soort type systemen lijken erop te duiden dat er nauwelijks akoestische energy bij lagere frequenties wordt uitgezonden (zie bijvoorbeeld Crocker e.a. 2018). De bronnen die significante geluidsniveaus veroorzaken bij voor bruinvissen 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) van laagfrequent geluid. Uit de folders van aanbieders van parametrische sub-bottom profilers is af te leiden dat de het bronniveau (SL) rond hoofdfrequenties (85 – 125 kHz) > 240 dB re 1 $\mu\text{Pa}\cdot\text{m}$ zit. De bronniveaus liggen bij de lage frequenties 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 (P. Beerens pers comm). Voor de afschatting van de effectafstanden wordt hier wordt 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 liggen in de orde van $t_{\text{puls}} \sim 0.04 - 30$ ms. Hier wordt uitgegaan van een source level energy (SLE) binnen de hoofdbundel van $SLE = SL + 10 \cdot \log_{10}(t_{\text{puls}} / 1s)$ 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.

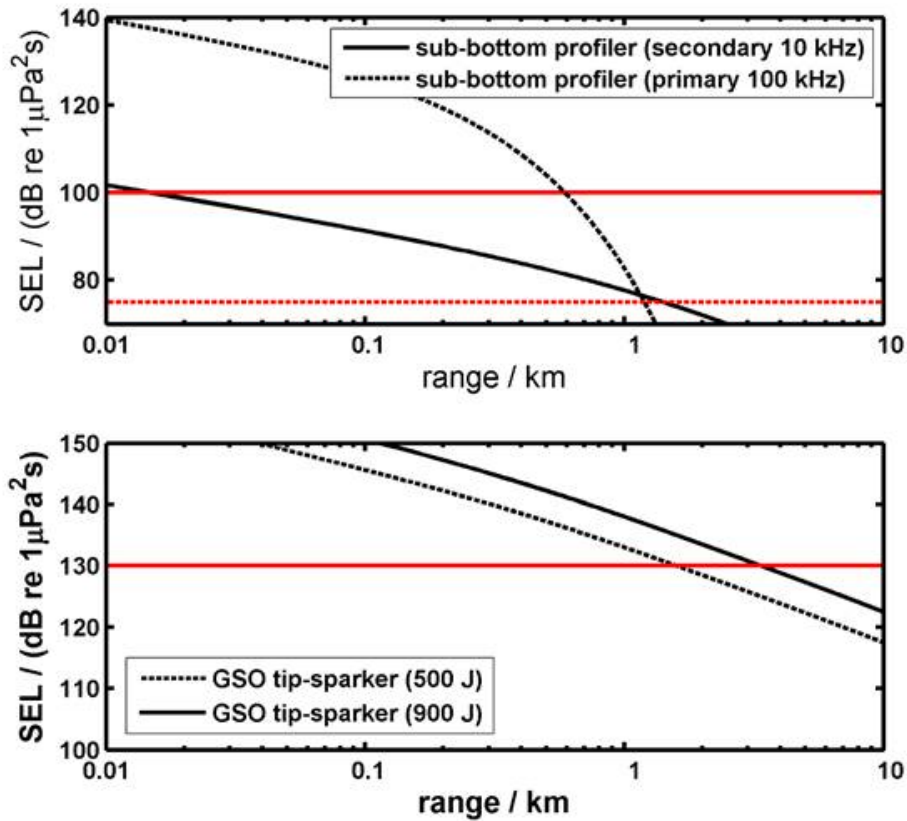
Sparkers zijn systemen die luchtballen genereren aan den hand van elektrische ontladingen aan zgn. ‘tips’. Dit produceert een luchtbel wat een breedbandig impuls geluid genereert, die typisch hogere frequenties heeft dan een airgun die vaak voor seismische surveys wordt gebruikt. Typische bronniveaus worden gegeven in Crocker et al. (2018), en zijn afhankelijk van het gebruikte vermogen: SLE $\sim 167-181$ dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}$ (500 J) en ESL $\sim 179-186$ dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}$ (900 J). Voor deze analyse wordt uitgegaan van de maximaal aangegeven waarden. De bandbreedtes van de gegeneerde puls zijn $BW_{-3\text{dB}} \sim 1.2-1.9$ kHz (500 J), en $BW \sim 3.2$ 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 staan voor drie hier gehanteerde frequenties in Bijlagetabel 2-5 samengevat.

Bijlagetabel 2-5 SELss drempelwaardes voor bruinvisverstoring voor hogere frequente bronnen dan heien, op basis waarvan effectafstanden zijn geschat.

Frequentie / kHz	SELss / dB re $1 \mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$
1	130
10	100
100	75

Het propagatieverlies voor deze bronnen op de Noordzee wordt geschat aan de hand van een cilindrische en de zgn. ‘mode-stripping’ regimes voor een puntbron (Vgl. 9.46 uit Ainslie, 2010), met waarden representatief voor een zandige bodem (typisch voor de Noordzee) (Bijlagefiguur 2-1). De afstanden die corresponderen met de verstoringdrempelwaardes uit Bijlagetabel 2-5 staan weergegeven in Bijlagefiguur 2-2 en samengevat in Bijlagetabel 2-4.



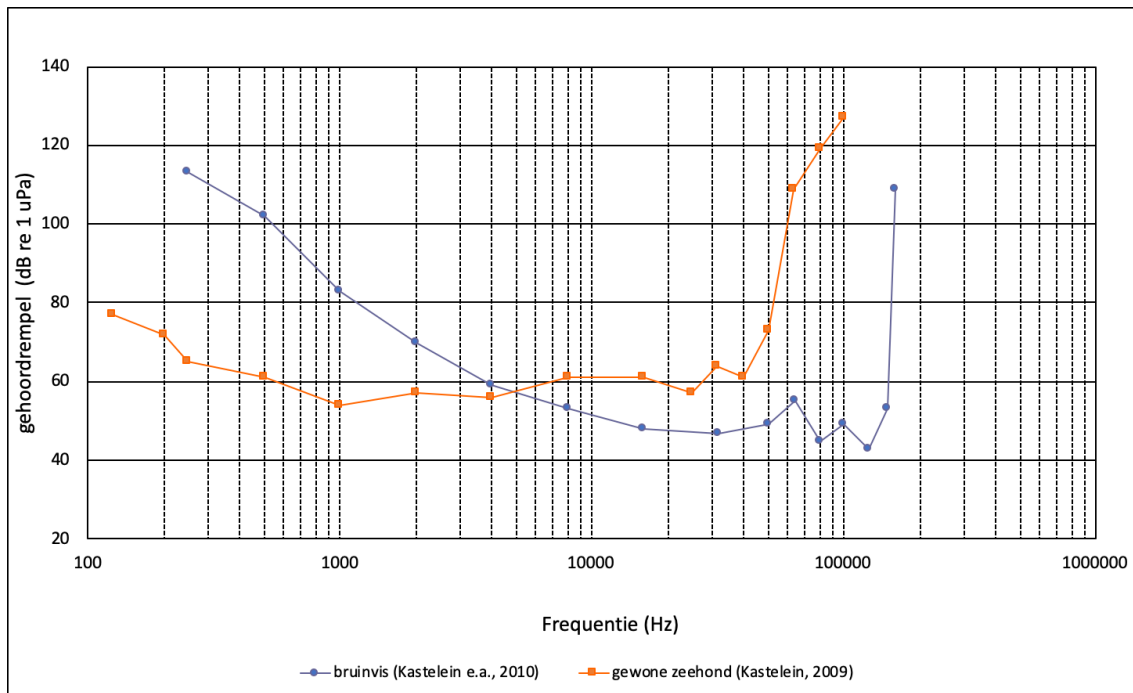
Bijlagefiguur 2-1 Single pulse SEL (zwarte lijnen) als functie van afstand tot de bron voor een parametrische sub-bottom profiler met de primaire frequentie (gestippelde lijn) en secundaire frequentie (bovenste panel) en twee type sparkers (onderste panel). De rode lijnen geven de frequentie-afhankelijke bruinvisverstoringsdrempels aan (uit Bijlagetabel 2-5).

Referenties:

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.

BIJLAGE 3 GEHOORGEVOELIGHEID BRUINVIS EN ZEEHOND



Referenties

Kastelein, R.A., P.J. Wensveen, L. Hoek, W.C. Verboom & J.M. Terhune, 2009. Underwater detection of tonal signals between 0.125 and 100 kHz by harbor seals (*Phoca vitulina*). J. Acoust. Soc. Am. 125: 1222 – 1229.

Kastelein R.A., L. Hoek, C.A.F de Jong & P.J. Wensveen, 2010. The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. J. Acoust. Soc. Am. 128: 3211 – 3222.

BIJLAGE 6
RISICO'S VOOR SCHEEPVAART DOOR FALEN VAN
WINDTURBINES



1 RISICO'S VOOR SCHEEPVAART DOOR FALLEN VAN WINDTURBINES

1.1 Inleiding

Om de risico's voor scheepvaart in windturbineparken (recreatievaart en kleinere visserijvaart) door het falen van windturbines op zee te bepalen, kunnen berekeningen worden uitgevoerd die inzicht geven in de risico's van mogelijke worst-case situaties die zich kunnen voordoen. Bij het falen van windturbines gaat het om het mogelijk falen van rotorbladen, mastbreuk en gondelval. Er is geen normstelsel voor windturbines op zee beschikbaar om te beoordelen of de hoogte van deze risico's aanvaardbaar is voor individuen of voor de samenleving. Omdat er geen normstelsel beschikbaar is kan eventueel gekeken worden naar de regels uit het handboek risicozonering windturbines 2014 (v3.1) die gelden voor windturbines die geplaatst worden op land. Dezelfde regels zouden eventueel toegepast kunnen worden op een zee-situatie. Hierbij is het wel van belang om de juiste normen voor op land toe te passen op de juiste risico-scenario's op zee. Er zijn drie soorten normen voor windturbines op land waarbij aangesloten zou kunnen worden bij het beoordelen van de situatie op zee. In deze notitie worden achtereenvolgens de volgende drie normen beschreven en toegepast op een zee-situatie:

- Plaatsgebonden risico (PR),
- Individueel Passanten Risico (IPR) en het
- Maatschappelijk Risico (MR).

1.2 Plaatsgebonden risico (PR)

Het PR is het risico waarbij gekeken wordt naar een ruimtelijk effect en uitgerekend wordt wat het maximale risico per m² is als een persoon 24 uur per dag voor 365 dagen per jaar onbeschermd op die vierkante meter aanwezig zou zijn. Dit is een weergave van het maximaal optredende ruimtelijk risico en wordt gebruikt om te beoordelen of gebouwen en objecten waar langdurig mensen aanwezig zijn (woningen, ziekenhuizen et cetera) toegestaan kunnen worden binnen deze contouren. Het gaat hier dus om het bieden van bescherming voor gebouwen en objecten waarbij een langere verblijfstijd van personen van toepassing zou kunnen zijn. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in de beoordeling van de PR10⁻⁵ contour (voor beperkt kwetsbare objecten) en de PR10⁻⁶ contour (voor kwetsbare objecten).

De PR10⁻⁵ contour wordt normaliter begrenst tot maximaal een afstand van (circa) een halve rotordiameter. Voor de windparken op zee is het voor derden verboden om op een afstand van 50 meter aanwezig te zijn vanaf de windturbinepaal zodat het grootse deel van deze halve rotordiameter zich buiten bereik van een passant bevindt.

Bij de beoordeling van de PR10⁻⁶ contour wordt op land gekeken naar de verblijfstijd en het aantal personen in objecten en gebouwen. Hierbij zijn bijvoorbeeld kantoorgebouwen met gemiddeld minder dan 50 aanwezige personen wel toegestaan binnen deze contour, maar kantoren met gemiddeld meer dan 50 personen (of meer dan 1.500 m² vloeroppervlak) niet.

De risico's worden dus meer acceptabel geacht naarmate het aantal personen dat gedurende een jaar binnen de contour gedurende langere tijd aanwezig is, kleiner is. Op zee zullen er geen boten, schepen of installaties met veel personen gedurende langere tijd aanwezig zijn; de

aanwezigheid is meer incidenteel te noemen. De verblijfstijden van personen zijn zeer laag vergeleken met het toetsingskader voor windturbines op land waar het gaat om min of meer permanente aanwezigheid. Er zijn daarmee ook geen objecten op zee aanwezig die beoordeeld kunnen worden in het kader van het plaatsgebonden risico voor windparken.

Indien er geen objecten met personen aanwezig zijn dan geldt bij de beoordeling van windturbines op land dat personen die 'incidenteel' aanwezig zijn onder de windturbine niet beoordeeld hoeven te worden. Dit betekent bijvoorbeeld dat incidentele aanwezigen die tijdelijk aanwezig zijn onder een windturbine (bijvoorbeeld een turbine boven een parkeerplaats of personen lopend in een bos onder de windturbine) niet beoordeeld worden. Deze situaties worden niet beoordeeld omdat de aanwezigheidsduur van personen onder de windturbines zodanig klein is dat de risico's voor deze personen verwaarloosbaar zijn. Voor windparken op zee geldt dit ook voor recreatievaart en kleine visserijvaart die niet gebonden is aan vaarroutes. De kans dat er iets gebeurt met een windturbine en dat juist op dat moment er een vaartuig aanwezig is onder de windturbine, is zodanig klein dat dit als een verwaarloosbaar klein risico kan worden gezien.

Onderstaand is een kort rekenvoorbeeld toegevoegd van een worst-case scenario welke de hoogte van de risico's illustreert.

Kader 1.1 Voorbeeld berekening plaatsgebonden risico

We nemen een gepensioneerde recreatieschipper met een zeilboot die 2 dagen per week de overtocht maakt tussen Nederland en Engeland. Hierbij vaart hij bij elke oversteek zo dicht mogelijk langs 50 windturbines. Als hij langs de windturbines vaart dan vaart hij met een snelheid van 3,6 m/s (7 knopen). Hij vaart bij elke windturbine circa 300 meter lang binnen de risicocontour (maximale werpafstand van de windturbine) en passeert de windturbines op 50 meter. Dit betekent dat hij 83 seconden per windturbine aanwezig is binnen de risicozone. Hij is dan gedurende $83 \times 50 / 3.600 = 1,16$ uur per oversteek aanwezig binnen het risicogebied. Per jaar is hij 120 uur aanwezig in de risicozone onder een windturbine (52 weken maal 2 dagen). Tijdens deze periode ondervindt hij een gemiddeld plaatsgebonden risico van 5×10^{-6} per jaar. Gezien zijn verblijfsfractie (tijd dat hij binnen de risicocontour aanwezig is) ondervindt hij een resterend totaal risico van 7×10^{-8} per jaar. De verwachtingswaarde dat er iets met deze actieve schipper gebeurt door de aanwezigheid van de windturbines is één in de 14,3 miljoen jaar. Deze kans is zodanig klein dat zijn risico verwaarloosbaar is.

1.3 Individueel passanten risico (IPR)

Het IPR wordt gebruikt om het risico voor passanten op transportroutes te berekenen. Dit wordt toegepast op situaties waarbij windturbines in de buurt staan van routes waar veel personen op aanwezig zijn zoals rijkswegen, spoorlijnen en kanalen met veel vaartransport. Het IPR is normaliter enkel van toepassing op transportroutes van rijksniveau. De toets kan door een bevoegd gezag ook worden toegepast voor lokale wegen, maar de uitkomsten bij lokale wegen zijn vrijwel altijd geheel binnen de gehanteerde normen. De norm die Rijkswaterstaat hanteert voor de beoordeling van transport routes is voor het IPR een maximale waarde van 10^{-6} voor één passant per windparkinrichting. (Daarbij wordt uitdrukkelijk vermeld dat het IPR geen algemene toepassing heeft.) Zelfs bij het extreme voorbeeld in Kader 1.1 is het IPR nog niet hoger dan 10^{-6} voor deze passant. Het IPR is op land alleen van toepassing op routes en niet op de 'gewone' openbare ruimte, dat wil zeggen dat als een windturbine publiek te bereiken is zonder dat er sprake is van een transportroute, de normen voor het plaatsgebonden risico

gelden (zie hierboven), De doorgaande vaarroutes nabij het windpark op zee zijn zodanig ver gelegen van de windturbines (ordegrootte 2 NM over het algemeen) dat er geen sprake is van een optredend risico. Het IPR als gevolg van het falen van de windturbines is voor personen op de doorgaande vaarroutes dus nihil. Het scenario in kader 1.1 geeft een voorbeeld van het beoordelen van het risico van een meer individuele route door een windpark resulterend in een waarde van 7×10^{-8} , dus ver onder de norm.

1.4 Maatschappelijk Risico (MR)

Naast het IPR wordt op land ook het MR berekend voor transportroutes. Dit geeft per windturbinepark (per inrichting) weer wat het risico van plaatsing van de windparkinrichting in de nabijheid van een transportroute voor de gehele maatschappij betekent. Hiervoor wordt het optredende risico voor één passage vermenigvuldigd met het aantal personen dat in één jaar een passage maakt over de transportroute. Hierbij worden dus transportroutes beoordeeld ten opzichte van één windparkinrichting. Dit geeft het maatschappelijk risico van de windparkinrichting op de transportroute weer. Per windpark wordt een maximaal maatschappelijk risico van 2×10^{-3} geaccepteerd. Het handboek stelt daarbij expliciet dat het niet de bedoeling is om dit risico cumulatief over meerdere windparken te beschouwen, en er wordt uitdrukkelijk vermeld dat het MR geen algemene toepassing heeft.

Omdat de doorgaande vaarroutes echter niet binnen de effectzone van de windturbines vallen (zie hiervoor onder IPR) treedt er in dit geval ook geen maatschappelijk risico bij de vaarroutes zelf op. Dit is te vergelijken met een snelweg op land die niet binnen de effectzone van een windpark valt. Beoordeling is dan ook conform het handboek niet benodigd.

Als het MER wordt toegepast op de optelsom van individuele passages in een windpark, dan is dit feitelijk niet de manier waarop het Handboek dit bedoeld heeft, voor individuele passages geldt immers het IPR. Passen we dit echter desondanks toch toe (je zou kunnen redeneren dat scheepvaart minder gebonden is aan 'wegen' in vergelijking met een landsituatie) dan ontstaat het volgende beeld. De hoogte van de norm voor het MER is 2×10^{-3} . Dit betekent dat ten opzichte van de situatie zoals beschreven in kader 1.1 er voortdurend $(2 \times 10^{-3}) / (7 \times 10^{-8}) = 28.571$ schepen met een intensief verplaatsingsscenario zoals beschreven in kader 1.1. in het windpark actief zouden mogen zijn voordat de norm voor het MR wordt overschreden. Het is evident dat dit niet het geval zal zijn.

Aanvullend dient opgemerkt te worden dat het individueel passantenrisico en maatschappelijk risico conform het handboek per windpark wordt bepaald en er niet gecumuleerd wordt met alle windturbines die langs rijkswegen staan in één provincie of in geheel Nederland en vervolgens getoetst aan de normen voor IPR en MR. Voor windturbines op zee zijn deze risico's dus ook niet op te tellen voor alle windturbines op zee of alle windturbines in een groter gebied.

BIJLAGE 7
SOORTENBESCHERMING WET
NATUURBESCHERMING KAVEL VI



1 INLEIDING

In de Wet windenergie op zee (Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten Energieakkoord 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 aparte status van Wwoz verandert niet met de introductie van de Wnb. Zo moet normaliter bij overtredingen van de verbodsbepalingen uit de Wnb ontheffing worden aangevraagd. In de Wwoz wordt hiervan afgeweken en vormen deze ontheffingen een integraal onderdeel van het kavelbesluit in de vorm van 'Vrijstellingen'.

In deze bijlage wordt ingegaan op vogels in hoofdstuk 2, vleermuizen in hoofdstuk 3, zeezoogdieren in hoofdstuk 4, benthos in hoofdstuk 5, vissen in hoofdstuk 6 en deze bijlage sluit af met hoofdstuk 7 waarin cumulatie van effecten in relatie tot de Wnb centraal staat.

2 VOGELS

2.1 Inleiding

In kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) worden naar schatting jaarlijks 1.512 vogels slachtoffer van een aanvaring met een windturbine, uitgaande van een worst case alternatief van 76 * 10 MW turbines met een rotordiameter van 164 m. Als gevolg van habitatverlies worden 57 slachtoffers verwacht (zie Tabel VII.1 en het MER). Het grootste aantal aanvaringslachtoffers betreft vooral vogels op seizoenstrek, terwijl habitatverlies uitsluitend zeevogels 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 en MWTL vliegtuigtellingen. Deze tellingen zijn jaarrond uitgevoerd over een zeer lange periode en in de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Deze dichtheden zijn gebruikt in modelberekeningen en daaruit volgt een gemodelleerd aantal slachtoffers per soort. N.B. Hieruit blijkt dat onder enkele soorten zeevogels, waarvoor het plangebied wel een regulier overwinteringsgebied vormt (zoals bijvoorbeeld noordse stormvogel en grote jager), de vlieghoogtes ten opzichte van de geplande windturbinegroottes zo laag zijn dat geen slachtoffers zijn te verwachten.

Daarnaast is een inschatting gemaakt van de aantallen slachtoffers van soorten die wel door het gebied heen trekken, maar waarvoor de 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 in OWEZ) en het procentuele voorkomen van deze soortgroepen binnen die algehele flux (op basis van visuele waarnemingen in OWEZ). Op deze manier is een inschatting per soortgroep te maken van hoeveel slachtoffers er binnen deze soortgroepen gaan vallen. Dit is echter een minimum schatting omdat geen informatie op soortgroepniveau beschikbaar is over nachtelijke fluxen (visuele waarnemingen kunnen namelijk alleen overdag gedaan worden).

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 Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER).

Om in het kavelbesluit vrijstelling te verlenen voor deze sterfte van vogels (een overtreding van artikel 7 van de Wet windenergie op zee) 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 het plangebied wordt verwezen naar het Achtergronddocument ten aanzien van Vogels (Bijlage 4 in het MER).

Tabel VII.1 Jaarlijkse maximale aantallen slachtoffers in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Aanvaringen zijn berekend met het Extended Band Model (Band 2012) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009). Sterfte door habitatverlies staat gelijk aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid * oppervlak windpark). Voor de individuele soorten zijn de slachtofferaantallen bepaald op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015). Voor soortgroepen trekvogels (onderaan de tabel) zijn aantallen slachtoffers bepaald op basis van waarnemingen nabij OWEZ (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. 2015a).

soort	sterfte door aanvaringen 76 * 10 MW ø 164 m	sterfte door habitatverlies	som
alk	0	7	7
drieteenmeeuw	3	3	6
dwergmeeuw	1	1	2
grote jager	0	0	0
grote mantelmeeuw	10	2	12
grote stern	0	0	0
jan van gent	4	3	6
kleine alk	0	0	0
kleine mantelmeeuw	33	4	36
kokmeeuw	0	0	0
noordse stormvogel	0	3	3
papegaaaiduiker	0	0	0
stormmeeuw	2	1	3
stormvogeltje	0	0	0
visdief/noordse stern	0	1	1
zeekoet	0	28	28
zilvermeeuw	15	4	18
ganzen en zwanen	37	n.v.t.	37
eenden	5	n.v.t.	5
reigers	7	n.v.t.	7
roofvogels en uilen	2	n.v.t.	2
steltlopers	5	n.v.t.	5
zangvogels	1.388	n.v.t.	1.388
Totaal	1.512	57	1.569

Selectieprocedure

De selectie van soorten waarvoor voorzienbare sterft niet is uitgesloten is gedaan volgens het nu volgende stappenplan.

Stap 1: Selectie van vogelsoorten die redelijkerwijs als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in Nederland verwacht mogen worden (stap voor het verwijderen van 'landelijke incidenten').

1a – Input Nederlandse avifauna (521 soorten, per 1 januari 2019).

1b – Selectie 218 soorten dwaalgasten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $\leq 10x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen¹, zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase. (Hieronder valt bijvoorbeeld wel de sneeuwuil, maar niet de oehoe, omdat laatstgenoemde soort in Nederland jaarlijks tot broeden komt).

1c – Selectie 32 zeldzame soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $< 100x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen¹, waarvan het voorkomen zeer verspreid is en zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase.

Resultaat stap 1 is een landelijke groslijst van 271 soorten die talrijk genoeg zijn om redelijkerwijs ergens in Nederland, inclusief de Nederlandse Noordzee, slachtoffer te kunnen worden door aanvaringen of habitatverlies en lokaal meer dan incidenteel (soorten 1a minus soorten 1b en minus soorten 1c).

Stap 2: Selectie van vogelsoorten die redelijkerwijs als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in het plangebied verwacht mogen worden (stap voor het verwijderen van 'incidenten' in het plangebied).

2a – Input Landelijke groslijst met 271 soorten (resultaat stap 1).

2b – Selectie Soorten die afgelopen 5 jaar niet of nauwelijks (gemiddeld ≤ 5 ex/jaar) in het plangebied aanwezig waren, omdat:

- de soort geen sterke binding heeft met habitattypen dat in het plangebied voorkomt (b.v. landvogels die niet of zelden boven zee aanwezig zijn), of;
- de soort landelijk (zeer) schaars en verspreid voorkomt en hooguit incidenteel in het plangebied.

Aantallen slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor soorten die in deze stap afvallen zijn zo klein (minder dan 1 ex. per 10 jaar) dat de sterfte niet te voorzien is en daarmee incidenteel is.

2c – Selectie Soorten die in kleine aantallen (< 100 ex/jaar) in het plangebied voorkomen/passeren en waarvan het absolute aantal slachtoffers verwaarloosbaar is, omdat de aanvaringskans voor een individu van alle soorten vogels sowieso zeer klein is.

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.

- 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.
- 2d – Selectie Soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied maar waarvan de kans op aanvaring zeer klein is, en ze ook niet slachtoffer worden door habitatverlies, omdat:
- het vogels betreft die niet op risicovolle hoogte rondvliegen, of:
 - het vogels betreft die weinig risicovolle vliegbewegingen ten aanzien van windparken op zee hebben.
 - ze maar in zeer lage dichtheden voorkomen.
- Aantallen aanvaringslachtoffers 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 stap 2 is een lijst van 140 soorten die jaarlijks als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in het plangebied verwacht kunnen worden. Voor deze soorten is voorzienbaar dat jaarlijks meer dan 1 individu slachtoffer wordt als gevolg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (soorten 2a minus soorten 2b en minus soorten 2c en minus soorten 2d).

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 het plangebied verwacht kunnen worden.
- 3b – Selectie 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 aanvaringslachtoffers ten opzichte van de 1%-mortaliteitsnorm klein is (zie tabel VII.3). De gunstige staat van instandhouding van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 106 windparken op zee in de Zuidelijke Noordzee tot 2020 wordt beschouwd.
- 3c – Selectie 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). Voor deze soorten is het mogelijke effect van de voorziene sterfte op de gunstige staat van instandhouding in meer detail onderbouwd.

Resultaat stap 3 is een lijst van 140 soorten waarvan niet kan worden uitgesloten dat er jaarlijks in het plangebied één of meer slachtoffers door aanvaringen door habitatverlies vallen, ingedeeld in vogels op seizoenstrek (128 soorten) en lokaal verblijvende vogels in de trektijd of in de winter (12 soorten) (Tabel VII.2).

Tabel VII.2 Vogelsoorten waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Selectie van soorten heeft plaatsgevonden middels de hiervoor beschreven selectiemethodiek.

3b soorten			
kleine zwaan	torenvalk	velduil	roodborst
kleine rietgans	smelleken	gierzwaluw	nachtegaal
grauwe gans	boomvalk	kauw	blauwborst
kolgans	slechtvalk	roek	zwarte roodstaart
grote Canadese gans	waterral	goudhaan	gekraagde roodstaart
brandgans	waterhoen	zwarte mees	paapje
rotgans	meerkoet	boomleeuwerik	roodborsttapuit
bergeend	scholekster	veldleeuwerik	tapuit
tafeleend	kluut	strandleeuwerik	bonte vliegenvanger
kuifeend	bontbekplevier	oeverzwaluw	heggenmus
topper	goudplevier	boerenzwaluw	ringmus
krakeend	zilverplevier	huiszwaluw	gele kwikstaart
smient	kievit	tjiftjaf	noordse kwikstaart
slobeend	kanoet	fitis	grote gele kwikstaart
wilde eend	drieteenstrandloper	grasmus	witte kwikstaart
pijlstaart	bonte strandloper	tuinfluit	rouwkwikstaart
zomertaling	watersnip	zwartkop	boompieper
wintertaling	houtsnip	sprinkhaanzanger	graspieper
eider	grutto	snor	oeverpieper
kleine jager	rosse grutto	spotvogel	vink
kwartel	regenwulp	kleine karekiet	keep
blauwe reiger	wulp	rietzanger	groenling
lepelaar	oeverloper	pestvogel	putter
dodaars	zwarte ruiter	winterkoning	sijs
fuut	groenpootruiter	spreeuw	kneu
roodhalsfuut	tureluur	beflijster	grote barsijs
kuifduiker	steenloper	merel	kruisbek
geoorde fuut	kokmeeuw	kramsvogel	goudvink
bruine kiekendief	dwergstern	zanglijster	appelvink
blauwe kiekendief	zwarte stern	koperwiek	sneeuwgorst
sperwer	koekoek	grote lijster	ijsgorst
visarend	ransuil	grauwe vliegenvanger	rietgorst

3c soorten			
-------------------	--	--	--

alk	grote mantelmeeuw	noordse stern	visdief
drieteenmeeuw	jan-van-gent	noordse stormvogel	zeekoet
dwergmeeuw	kleine mantelmeeuw	stormmeeuw	zilvermeeuw

2.2 Mitigerende maatregelen

Om het aantal vogelslachtoffers te verminderen kan een aantal maatregelen getroffen worden. In het MER is een aantal maatregelen benoemd (Tabel VII.3).

Tabel VII.3 Mitigatiemaatregelen om slachtoffers te verminderen onder vogels en vleermuizen zoals geïnventariseerd in het MER.

maatregel	toelichting	haalbaarheid en/of effectiviteit	maatregel selecteren	
<i>Aanlegfase en verwijderingsfase</i>				
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
<i>Operationele fase</i>				
4	Zo klein mogelijk aantal en grotere turbines	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	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 aanvaringsslachtoffers	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 aanvaringsslachtoffers. Dit is vogelsoort-specifiek. (May <i>et al.</i> 2015).	Niet bekend op welke manier dit toegepast kan worden voor welke soorten en wat de neveneffecten zijn (toename verstoring). Effectiviteit onbekend.	Nee
9	Onderhoudswerkzaamheden later in de zomer uitvoeren.	Hoogste aantal aanvaringsslachtoffers 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	Werkt minder verstorend en vogel-aantrekkelijk;	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor	Nee

maatregel	toelichting	haalbaarheid en/of effectiviteit	maatregel selecteren
voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	mate van mitigatie niet bekend	nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is.	
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
<i>Vleermuizen</i>			
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 <i>et al.</i> 2009). Balans tussen daling energieopbrengst en voorkomen aantal slachtoffers moet afgewogen worden.	Ja

Maatregelen 4, 7, 11 en 12 uit tabel VII.3 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 aan deze maatregel geschonken om stappen hierin te zetten. Vaststelling van maatregelen in het kavelbesluit is afhankelijk van de uitkomsten van een afweging van effectiviteit (verminderen slachtoffers) en haalbaarheid (afname energieopbrengst en toename kosten).

In het vervolg van deze bijlage (onderdeel vogels) wordt daarom uitgegaan van de slachtofferaantallen zonder mitigatie (leidt tot vaststelling maximale aantallen).

2.3 Methode beoordeling sterfte t.o.v. Gunstige Staat van Instandhouding

In VII.2.5 en VII.2.6 wordt onderbouwd of voor de 140 soorten die in theorie jaarlijks slachtoffer in het plangebied kunnen worden, door aanvaringen of habitatverlies, de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soort door de voorspelde sterfte in het geding kan komen.

Ter beoordeling van het effect van het aantal slachtoffers op de GSI van de populatie van een soort, is 1% van de gemiddelde jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie (1%-mortaliteitsnorm, ORNIS Committee) toegepast als een eerste 'grove zeef' (Steunpunt Natura 2000, 2009). Wanneer de sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde sterfte de 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt dient nader beoordeeld te worden of er sprake kan zijn van een effect op de GSI van de populatie.

Het effect van de additionele sterfte (oftewel de *extra* sterfte als gevolg van het project bovenop de natuurlijke sterfte) op de GSI van vogelsoorten die geen duidelijke binding hebben met het

plangebied en die voornamelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden, is getoetst aan de flyway-populatie van deze soorten². Voor informatie over de omvang van de voor Nederland belangrijke flyway-populaties van watervogels is gebruik gemaakt van 'Waterbird population estimates' (Wetlands International 2019; WPE5). Voor een inschatting van de omvang van de voor Nederland relevante flyway-populaties van roofvogels, zangvogels en enkele zeevogels is gebruik gemaakt van de informatie uit 'Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status' (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 studie (Rijkswaterstaat 2019) geactualiseerd op basis van de meest recente BirdLife (2015) populatieschattingen.

De reden dat voor enkele soorten recentere gegevens gebruikt zijn is als volgt. In KEC 3.0 zijn de soorten die in het KEC 1.0 de hoogste fractie van de PBR ten gevolge van vogelaanvaringen bereikten geselecteerd: jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilverbmeeuw, drieteenmeeuw, kleine zwaan, rotgans, bergeend, wulp en zwarte stern (Rijkswaterstaat 2015, https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157580/actualisatie_van_kec_vogelaanvaring_berekeningen_volgens_routekaart_2030.pdf). Vervolgens zijn in de berekeningen zowel de meest recente verspreidingsgegevens (tot 2017) als nieuwe kennis over vlieggedrag en vliegroutes van vogels in offshore gebieden gebruikt. Op basis van de resultaten kon aangegeven worden of de PBR voor betreffende soorten overschreden zal worden uitgaande van de meest recente plannen ten aanzien van windparklocaties en (en te verwachten) windturbintypes in de centrale en zuidelijke Noordzee tot 2030 en meest recente (en te verwachten) turbine specificaties in de geplande parken. Voor habitatverlies zijn dezelfde soorten als KEC 1.0 gebruikt: zeehoop, alk, duikers, jan-van-gent en grote stern gebruikt met daarbij de meest recente verspreidingsgegevens (tot 2017) in offshore gebieden.

De sterfte van soorten die een duidelijke binding hebben met 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 3.0 studie aan de hand van dichtheidskaarten op basis van vliegtuigtellingen in de jaren 2000 tot en met 2017 (Rijkswaterstaat 2019). 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, dwergmeeuw, noordse stormvogel en visdief/noordse stern zijn de populatiegroottes afkomstig uit de KEC 1.0 studie (Rijkswaterstaat 2015), omdat voor deze soorten geen actualisatie is uitgevoerd in het KEC 3.0.

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.

De soort-specifieke jaarlijkse natuurlijke sterfte (%) is voornamelijk afgeleid van de BTO BirdFacts. Wanneer soort-specifieke getallen uit andere studies beschikbaar waren, dan zijn die gebruikt voor de jaarlijkse natuurlijke sterfte (%), en zijn bij de betreffende tabellen vermeld. Dit sterftepercentage is nodig om de sterfte veroorzaakt door het windpark te kunnen relateren aan de natuurlijke sterfte. Voor de soorten waarvan de jaarlijkse sterfte niet bekend is, is de natuurlijke sterfte van een ecologisch nauw verwante soort in de berekening toegepast. In de berekeningen is gewerkt met de jaarlijkse sterfte van volwassen vogels. Aangezien deze lager ligt dan de sterfte van onvolwassen vogels is dit een conservatief uitgangspunt waardoor er sprake is van een *worst case* scenario (er is dus gerekend met een relatief lage 1%-mortaliteitsnorm).

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 kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west), betreft soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en daardoor hoofdzakelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden.

De sterfte van deze soorten is getoetst aan de relevante flyway-populaties (Tabel VII.4). Deze 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 VII.4). Voor een aantal soorten (bijvoorbeeld kleine zwaan, kuifduiker of zwarte stern) is de betrokken populatie relatief klein van omvang, waardoor ook de 1%-mortaliteitsnorm relatief laag is. De sterfte voor deze soorten in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zal niet hoger zijn dan de 1%-mortaliteitsnorm doordat het aantal vogels in het windenergiegebied beperkt is (en dus in absolute zin 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 kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) met zekerheid uitgesloten kan worden. Voor deze soorten is het uitvoeren van een cumulatiestudie van groot belang, zodat kan worden vastgesteld of de uitrol van alle (huidige) plannen voor windparken op zee een effect kan op de gunstige staat van instandhouding van de betrokken populaties. In §6.1.3 in het Achtergronddocument bij het MER en hoofdstuk 7 in deze bijlage gaat in op cumulatie en trekt de conclusie dat de cumulatieve sterfte onder trekvogels als gevolg van aanvaringen met alle (toekomstige) windturbines in de zuidelijke Noordzee voor alle soorten binnen de PBR blijft. Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de gunstige staat van instandhouding van trekvogelsoorten niet in het geding komt.

Tabel VII.4 Populatiegroottes (incl. bron, zie toelichting), jaarlijkse adulten 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 kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau, zie tabel VII.1

soort	populatie- grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%- mortaliteitsnorm
kleine zwaan	9986	3	0,178	5	18
kleine rietgans	25337	1	0,171	5	43
grauwe gans	610000	4	0,17	5	1037
kolgans	1200000	4	0,276	5	3312
grote Canadese gans	52100	2	0,276	5	144
brandgans	358752	1	0,09	5	323
rotgans	199879	3	0,1	5	200
bergeend	72775	3	0,114	5	83
tafeleend	300000	4	0,35	5	1050
kuifeend	156425	1	0,29	5	454
topper	90341	1	0,52	5	470
krakeend	60000	4	0,28	5	168
smient	1302927	1	0,47	5	6124
slobeend	40000	4	0,42	5	168
wilde eend	4500000	4	0,373	5	16785
pijlstaart	60000	4	0,337	5	202
zomertaling	2000000	4	0,42	slobeend	8400
wintertaling	500000	4	0,47	5	2350
eider	976000	4	0,18	5	1757
kleine jager	24729	1	0,114	5	28
kwartel	1000000	1	0,71	5	7100
blauwe reiger	263000	4	0,268	5	705
lepelaar	11300	4	0,17	6	19
dodaars	300000	4	0,4	7	1200
fuut	134019	1	0,25	7	335
roodhalsfuut	42000	4	0,2	5	84
kuifduiker	4600	4	0,2	roodhalsfuut	9
geoorde fuut	159000	4	0,36	7	572
bruine kiekendief	100000	1	0,26	5	260
blauwe kiekendief	50000	1	0,19	5	95
sperwer	500000	1	0,31	5	1550
visarend	9739	1	0,15	5	15
torenvalk	100000	1	0,31	5	310
smelleken	50000	1	0,38	5	190
boomvalk	100000	1	0,255	5	255
slechtvalk	2649	1	0,2	5	5
waterral	100000	4	0,5	8	500
waterhoen	2700000	4	0,377	5	10179

soort	populatie- grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%- mortaliteitsnorm
meerkoet	1750000	4	0,299	5	5233
scholekster	820000	4	0,12	5	984
kluut	73000	4	0,22	5	161
bontbekplevier	73000	4	0,228	5	166
goudplevier	500000	4	0,27	5	1350
zilverplevier	74807	1	0,14	5	105
kievit	959679	1	0,295	5	2831
kanoet	400000	4	0,159	5	636
drieteenstrandloper	28085	1	0,17	5	48
bonte strandloper	811275	1	0,26	5	2109
watersnip	444702	1	0,39	houtsnip	1734
houtsnip	657516	1	0,39	5	2564
grutto	160000	4	0,06	5	96
rosse grutto	98508	1	0,285	5	281
regenwulp	190000	4	0,11	5	209
wulp	53779	3	0,264	5	142
soort	populatie- grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%- mortaliteitsnorm
oeverloper	1500000	4	0,156	5	2340
zwarte ruiter	60000	4	0,26	tureluur	156
groenpootruiter	190000	4	0,26	tureluur	494
tureluur	227218	1	0,26	5	591
steenloper	57298	1	0,14	5	80
kokmeeuw	1179721	1	0,1	5	1180
dwergstern	5104	1	0,101	5	5
zwarte stern	4751	3	0,151	9	7
noordse stern	164686	1	0,1	5	165
visdief	129507	1	0,1	5	130
koekoek	1000000	1	0,325	10	3250
ransuil	100000	1	0,31	5	310
velduil	4762	1	0,262	bosuil	12
gierzwaluw	1189156	1	0,192	5	2283
kauw	1000000	1	0,306	5	3060
roek	1000000	1	0,21	5	2100
goudhaan	8186398	1	0,851	5	69666
zwarte mees	1000000	1	0,57	5	5700
boomleeuwerik	500000	1	0,4	5	2000
veldleeuwerik	8305806	1	0,487	5	40449
strandleeuwerik	100000	1	0,487	veldleeuwerik	487
oeverzwaluw	1000000	1	0,7	5	7000
boerenzwaluw	3567278	1	0,626	5	22331
huiszwaluw	1000000	1	0,59	5	5900

soort	populatie- grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%- mortaliteitsnorm
tjiftjaf	1000000	1	0,694	5	6940
fitis	35589638	1	0,54	5	192184
grasmus	1000000	1	0,609	5	6090
tuinfluiter	1000000	1	0,5	5	5000
zwartkop	1000000	1	0,564	5	5640
sprinkhaanzanger	1000000	1	0,53	kleine karekiet	5300
snor	100000	1	0,53	kleine karekiet	530
spotvogel	1000000	1	0,5	5	5000
kleine karekiet	1000000	1	0,53	5	5300
rietzanger	1000000	1	0,776	5	7760
pestvogel	100000	1	0,313	spreeuw	313
winterkoning	1000000	1	0,681	5	6810
spreeuw	8633581	1	0,313	5	27023
beflijster	100000	1	0,58	5	580
merel	29488828	1	0,35	5	103211
kramsvogel	1000000	1	0,59	5	5900
zanglijster	9904563	1	0,437	5	43283
koperwiek	4329828	1	0,57	5	24680
soort	populatie- grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%- mortaliteitsnorm
grote lijster	1000000	1	0,379	5	3790
grauwe vliegenvanger	1000000	1	0,507	5	5070
roodborst	14904299	1	0,581	5	86594
nachtegaal	1000000	1	0,537	5	5370
blauwborst	1000000	1	0,34	11	3400
zwarte roodstaart	1000000	1	0,553	12	5530
gekraagde roodstaart	1000000	1	0,62	5	6200
paapje	1000000	1	0,53	5	5300
roodborsttapuit	1000000	1	0,681	11	6810
tapuit	1459393	1	0,54	5	7881
bonte vliegenvanger	1000000	1	0,53	5	5300
heggenmus	1000000	1	0,527	5	5270
ringmus	1000000	1	0,567	5	5670
gele kwikstaart	700734	1	0,467	5	3272
noordse kwikstaart	500000	1	0,467	gele kwikstaart	2335
grote gele kwikstaart	100000	1	0,467	gele kwikstaart	467
witte kwikstaart	1000000	1	0,515	5	5150
rouwkwikstaart	500000	1	0,515	5	2575
boompieper	1000000	1	0,58	5	5800
graspieper	3666539	1	0,457	5	16756
oeverpieper	100000	1	0,457	graspieper	457
vink	39514072	1	0,411	5	162403

soort	populatie- grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%- mortaliteitsnorm
keep	1000000	1	0,411	vink	4110
groenling	1000000	1	0,557	5	5570
putter	1000000	1	0,629	5	6290
sijs	1000000	1	0,539	5	5390
kneu	1000000	1	0,629	5	6290
grote barmsijs	1000000	1	0,575	kleine barmsijs	5750
kruisbek	1000000	1	0,537	5	5370
goudvink	1000000	1	0,581	5	5810
appelvink	1000000	1	0,581	goudvink	5810
sneeuwgors	100000	1	0,37	5	370
ijsgors	1000000	1	0,37	sneeuwgors	3700
rietgors	1000000	1	0,458	5	4580

¹ Broncode voor populatiegrootte

1. BirdLife International 2004.
2. Sovon.nl; geschat maximum doortrek (2012-2017) (gemiddelde).
3. cf. Gyimesi *et al.* 2018b.
4. WPE 5 (2012), wpe.wetlands.org.

² Broncode voor adult sterfte

5. BTO BirdFacts, <http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>. Echter voor sommige soorten is de jaarlijkse natuurlijke sterfte onbekend. Voor deze soorten is gezocht naar ecologisch nauw verwante soorten waarvan deze gegevens wel bekend zijn (bv. kuifduiker is onbekend, roodhalsfuut is wel bekend).

6. Bauchau *et al.* 1998.
7. Abt & Konter 2009.
8. Flegg & Glue 1973.
9. Van der Winden & van Horssen 2008.
10. Hewson *et al.* 2016.
11. Møller *et al.* 2010.
12. Møller 2009.

2.5 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied)

De overige 12 van de 140 soorten passeren het plangebied niet alleen op seizoenstrek, maar kunnen (in een bepaalde periode van het jaar) ook in (de omgeving van) het plangebied foerageren of rusten. Voor deze soorten is hieronder het mogelijke effect van de voorzienbare sterfte in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de GSI nader onderbouwd (Tabel VII.5).

Wanneer de additionele sterfte getoetst wordt aan de grootte van de voor Nederland relevante populatie in de Nederlandse EEZ (cf. Rijkswaterstaat 2015; 2019 en Gyimesi *et al.* 2018a) is de maximale sterfte bij geen van de soorten hoger dan de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel VII.5). Een effect op de GSI kan daarom op voorhand met zekerheid uitgesloten worden.

Tabel VII.5 Overzicht van de populatiegroottes en 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte van soorten in stap 3c voor kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) aan de GSI is getoetst. Het voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies komt uit Hoofdstuk 4 van het achtergronddocument bij het MER.

soort	populatie-grootte	1%-mortaliteitsnorm	voorspeld # slachtoffers aanvaringen	voorspeld # slachtoffers habitat-verlies	sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
alk	94.931	95	0	7	0,1
drieteenmeeuw	124.176	147	3	3	0,0
dwergmeeuw	22.577	23	1	1	0,1
grote mantelmeeuw	84.326	59	10	2	0,2
jan-van-gent	76.338	62	4	3	0,1
kleine mantelmeeuw	96.588	84	33	4	0,4
noordse stormvogel	99.158	28	0	3	0,1
stormmeeuw	30.399	43	2	1	0,1
<i>visdief/noordse stern</i>	4.990	5	0	1	0,2
zeekoet	674.195	364	0	28	0,1

soort	populatie- grootte	1%- mortali- teitsnorm	voorspeld # slachtoffers aanvaringen	voorspeld # slachtoffers habitat- verlies	sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
zilvermeeuw	91.493	110	15	4	0,2

2.6 Conclusie

Voor de soorten waarvan in Kavel VI van Hollandse Kust (west) 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. Op basis hiervan kan voor alle soorten met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 een kavel in windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor de ruige dwergvleermuis maximaal 73 slachtoffers per jaar bedraagt. 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 hiervan sprake is en zo ja, hoe groot het effect dan is. De voorzienbare sterfte voor de rosse vleermuis is maximaal 2 slachtoffers per jaar, en voor de tweekleurige vleermuis maximaal 1 slachtoffer per jaar. Er zullen geen gewone dwergvleermuizen jaarlijks als slachtoffer vallen. 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 VI van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 op basis van artikel 7 van de Wet windenergie 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 van 168 db re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron. In het MER wordt deze norm niet als mitigerende maatregel gezien, maar als onderdeel van het voornemen en ook onderdeel van het voorkeursalternatief (VKA). In het kader van de Soortenbescherming wordt de toepassing van de geluidnorm 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 toets worden beoordeeld.

4.2 Bruinvissen

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de GSI van de bruinvispopulatie op het NCP, is de door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare populatieafname van **255** dieren per aan te leggen kavel uit het SER-akkoord als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde afname onder deze norm blijft, kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde afname deze waarde overschrijdt, kan niet worden uitgesloten dat de GSI in het geding is. Aangezien kavel VI een maximaal opgesteld vermogen van 760 MW heeft, ten opzichte van de 380 MW van de reguliere kavels, is hier sprake van een drempelwaarde van 510 dieren.

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) opgenomen in tabel VII.6. Hieruit blijkt dat de effecten op de GSI in alle gevallen zijn uit te sluiten.

Tabel VII.6 Schatting van de maximale gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen van 10 MW) in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor de bruinvispopulatie in verschillende seizoenen.

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – mei	Jun – aug	Sep - dec
	Max	Max	Max
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.062	1.062	1.062
Bruinvissen binnen contour (n)	766	741	472
Dierverstoringsdagen	58.193	56.337	35.836
Populatiereductie NCP	40	38	23

Tabel VII.7 Schatting van de maximale gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 2 (47 funderingen van 16 MW) in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor de bruinvispopulatie in verschillende seizoenen.

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – mei	Jun – aug	Sep - dec
	Max	Max	Max
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.062	1.062	1.062
Bruinvissen binnen contour (n)	766	741	472
Dierverstoringsdagen	35.988	34.840	22.162
Populatiereductie NCP	23	22	13

4.3 Zeehonden

Voor 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 geluidverdeling is ervan uitgegaan dat de, in het KEC 3.0 vastgelegde geluidsnorm van SEL_{SS} = 168 dB re 1 µPa²s op 750 m wordt toegepast. Uit de berekeningen blijkt dat tijdens het heien in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor zeehonden maximaal 224 km² verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd (zie tevens bijlage 5 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 Hollandse Kust (west) zijn opgenomen in tabel VII.8 en tabel VII.9. In deze tabellen zijn de gevolgen van de beide alternatieven in het de voorkeursligging voor kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 12.416 dieren (Aarts e.a. 2016).

Maximaal gaat het om 11 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (0,09% van de Nederlandse populatie). De effecten zijn het kleinst in de periode mei – juli als de zeehonden vanwege het voortplantingsseizoen voor hun

foerageertochten minder ver de zee op gaan (Aarts e.a. 2016). 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 60% 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 ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat wordt geheid worden verstoord. 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 VII.8 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen)

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	224	224	224
Zeehonden binnen contour (n)	7 – 11	3 – 4	4 – 5
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,06 – 0,09	0,02 – 0,03	0,03 – 0,04
Dierverstoringsdagen	566 – 847	213 – 317	267 – 409
Totaal aantal zeehonden verstoord	9 – 706	3 – 265	4 – 338
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 5,7	0,03 – 2,1	0,04 – 2,7

Tabel VII.9 voor alternatief 2 (47 funderingen)

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	224	224	224
Zeehonden binnen contour (n)	7 – 13	3 – 5	4 – 6
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,06 – 0,1	0,02 – 0,04	0,03 – 0,05
Dierverstoringsdagen	350 – 524	132 – 196	165 – 253
Totaal aantal zeehonden verstoord	9 – 437	3 – 164	4 – 209
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 3,5	0,03 – 1,3	0,04 – 1,7

Uit de resultaten blijkt dat effecten van het heien met een geluidnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor de aanleg van een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de Nederlandse populatie van gewone 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 verstoringscontour 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, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

Voor grijze zeehonden zijn geen aparte berekeningen gemaakt. De (groeierende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 5.000 in 2016: Ecomare, 2016; Arts e.a. 2014). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen 4 grijze zeehonden tijdens het heien worden verdreven. De verwachting is dat de werkelijke aantallen nog lager zullen zijn, omdat dichtheden grijze zeehonden buiten 20 km van de kust zeer laag zijn (lager dan gewone zeehonden) (Aarts e.a. 2013).

Zeehonden reageren minder gevoelig op onderwatergeluid dan bruinvissen en kunnen sneller zwemmen, wat zich vertaalt in kleinere effectafstanden. Uit de berekeningen die zijn uitgevoerd voor de windparken van het Energieakkoord blijkt dat het gebied waarbinnen bij zeehonden de gehoordrempel permanent wordt verhoogd (PTS) door het heien voor de aanleg van al deze windparken, zonder dat een geluidsnorm wordt toegepast, al verwaarloosbaar klein is (maximaal 0,5 km²). Het windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt ten opzichte van de windenergiegebieden van het Energieakkoord verder van de ligplaatsen van zeehonden af, wat betekent dat de gemiddelde dichtheid van zeehonden nog lager is. De kans dat zich in het gebied waar zeehonden PTS zouden kunnen oplopen een zeehond bevindt is daarom verwaarloosbaar. Bij toepassen van een geluidsnorm wordt deze kans alleen maar kleiner.

4.4 Conclusie

Uit de in voorgaande paragrafen opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat deze verstoring noch bij zeehonden noch bij bruinvissen tot effecten op de populatie zal leiden. De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor zeehonden niet in het geding, omdat de geluidsnormen die zullen worden opgelegd om significant negatieve effecten op de bruinvispopulatie te voorkomen, tot gevolg hebben dat ook geen significante effecten op zeehonden optreden. Voor bruinvissen 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.

5 BENTHOS

De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet Natuurbescherming, welke geen zoute benthosoorten bevat. In het plangebied komen dus geen benthosoorten voor die opgenomen zijn in de Wet Natuurbescherming. De bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) leidt daardoor ten aanzien van benthos niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

6 VISSSEN

De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet natuurbescherming (Wnb). Onder de Wnb is de bescherming van alle zeevissoorten die onder de Flora- en faunawet nog beschermd waren, vervallen. Dat betekent dat in windenergiegebied Hollandse Kust (west) geen vissoorten aanwezig zijn die onder de Wnb (of de Wwoz) beschermd zijn. De bouw en

exploitatie van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) leidt daardoor ten aanzien van vissen niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

7 CUMULATIE

De effecten van een windpark in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west), die hiervoor zijn beschreven, 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. Aangezien voor het kavelbesluit de Wwoz cumulatie van toepassing is wordt ter volledigheid cumulatie ook behandeld in deze bijlage. Hiervoor wordt teruggegrepen op de bevindingen uit het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) (Rijkswaterstaat 2015, Rijkswaterstaat 2019).

In het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015), waaronder KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van de kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (west). 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 Kader Ecologie en Cumulatie 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 wordt ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren, echter met toenemende aantallen turbines neemt ook de 'vrije' ruimte voor verstoringsoefelinge 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. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden 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 (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Dit zal echter voor een windpark als Hollandse Kust (west) op meer dan 50 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 deze paragraaf wordt de gecumuleerde voorspelde sterfte ten gevolge van ongeveer 106 initiatieven die momenteel in de internationale Zuidelijke Noordzee (NCP plus België, Duitsland, Denemarken en VK) aanwezig of gepland zijn voor 2030, afgezet tegen de Potential Biological Removal (PBR) van de populatie van de betrokken soorten in de Zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015, Gyimesi & Fijn 2015a en b, Rijkswaterstaat 2019). Daarnaast wordt de gecumuleerde voorspelde sterfte van initiatieven in de Nederlandse Noordzee afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populatie. Dit laatste kan de Nederlandse broedpopulatie zijn (bijvoorbeeld in het geval van kleine mantelmeeuw) of de

overwinterende Nederlandse Noordzee populatie (bijvoorbeeld in het geval van grote mantelmeeuw; data afkomstig uit Poot et al. 2013, of in het geval van de dwergmeeuw, grote jager en zilvermeeuw data afkomstig van het Netwerk Ecologische Monitoring; www.sovon.nl).

7.1 Vogels

7.1.1 Zeevogels

Door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) zijn op basis van berekeningen met het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV van bijlage 4 van het MER) cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers bepaald voor alle 106 windparken die aanwezig of gepland zijn voor 2023 in de Zuidelijke Noordzee. Voor de soorten waarvan in KEC 1.0 de grootste cumulatieve effecten verwacht werden, zijn in KEC 3.0 actualisaties uitgevoerd, waarin ook geplande windparken tot en met 2030 meegenomen zijn in de berekening van het cumulatief aantal aanvaringslachtoffers (Rijkswaterstaat 2019). Tevens is ook de sterfte als gevolg van habitatverlies door de ontwikkeling van de windparken bepaald (10% van de verstoorde (=aanwezige) vogels conform Bradbury *et al.* 2014). Deze twee mortaliteitsbronnen zijn meegenomen in de bepaling van cumulatieve aantallen slachtoffers. In onderstaande tabellen zijn de cumulatieve aantallen slachtoffers gepresenteerd voor de vogelsoorten die in enige tijd van het jaar binding hebben met kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (oftewel soorten uit stap 3c) en waarvan in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) jaarlijks één of meer slachtoffers zijn voorspeld als gevolg van aanvaringen met windturbines of habitatverlies (zie tabel VII.1).

De totale cumulatieve aantallen slachtoffers van windenergiegebied Hollandse Kust (west) worden afgewogen tegen de PBR van een individuele soort. De cumulatieve aantallen zijn in het geval van jan-van-gent, drieteenmeeuw, grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, alk en zeekoet gebaseerd op de KEC 3.0 studie (Rijkswaterstaat 2019) en voor de overige soorten op de KEC 1.0 studie (Rijkswaterstaat 2015) en de meest recente actualisaties daarvan (Gyimesi & Fijn 2015b, Gyimesi *et al.* 2018b).

De reden dat voor enkele soorten recentere gegevens gebruikt zijn is als volgt. In KEC 3.0 zijn de soorten die in het KEC 1.0 de hoogste fractie van de PBR ten gevolge van vogelaanvaringen bereikten geselecteerd: jan-van-gent, grote jager, grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, drieteenmeeuw, kleine zwaan, rotgans, bergeend, wulp en zwarte stern (Rijkswaterstaat 2015, https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157580/actualisatie_van_kec_vogelaanvaring_berekeningen_volgens_routekaart_2030.pdf). Vervolgens zijn in de berekeningen zowel de meest recente verspreidingsgegevens (tot 2017) als nieuwe kennis over vlieggedrag en vliegroutes van vogels in offshore gebieden gebruikt. Op basis van de resultaten kon aangegeven worden of de PBR voor betreffende soorten overschreden zal worden uitgaande van de meest recente plannen ten aanzien van windparklocaties en (en te verwachten) windturbintypes in de centrale en zuidelijke Noordzee tot 2030 en meest recente (en te verwachten) turbine specificaties in de geplande parken. Voor habitatverlies zijn dezelfde soorten als KEC 1.0 gebruikt: zeekoet, alk, duikers, jan-van-gent en grote stern gebruikt met daarbij de meest recente verspreidingsgegevens (tot 2017) in offshore gebieden.

Uit Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) blijkt dat, met uitzondering van de grote meeuwen (grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw), voor alle zeevogelsoorten die regelmatig in de zuidelijke Noordzee voorkomen, de cumulatieve aantallen slachtoffers voor de gehele zuidelijke Noordzee onder de soortspecifieke PBR waarden voor de zuidelijke Noordzee blijven. Een correctie voor realistische windturbinegroottes in de bestaande en geplande windparken liet een aanzienlijke daling in het aantal slachtoffers onder de drie grote meeuwensoorten zien, waarbij alleen het aantal slachtoffers bij de kleine mantelmeeuw boven de PBR-norm bleef liggen (Gyimesi & Fijn 2015b). Uit de recente actualisatie van Rijkswaterstaat (2019), waarin de best beschikbare gegevens over verspreiding, vogeldichtheden, vlieggedrag en turbinespecificaties zijn gebruikt, bleek echter dat ook bij de kleine mantelmeeuw de cumulatieve aantallen slachtoffers voor de gehele zuidelijke Noordzee onder de soortspecifieke PBR-norm voor de zuidelijke Noordzee blijven. Ook in de huidige berekeningen voor Hollandse Kust (west) blijven voor alle lokaal verblijvende soorten de cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers in de zuidelijke Noordzee ruim onder de PBR-norm (tabel VII.10).

*Tabel VII.10 Cumulatieve mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b, Rijkswaterstaat 2019 en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de zuidelijke Noordzee populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in kavel VI in Hollandse Kust (west) slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 door aanvaringen en habitatverlies zijn in de eerste kolom als referentie weergegeven) en de fractie van PBR boven de 0,01 is. Cumulatieve aantallen gebaseerd op: ¹ Rijkswaterstaat (2015) en actualisaties daarvan in Gyimesi & Fijn (2015b) en Gyimesi *et al.* (2018b), en ² Rijkswaterstaat (2019).*

Soort	Slachtoffers kavel VI Hollandse Kust (west)	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies	PBR	Fractie sterfte tov PBR
drieteenmeeuw ²	6	351	738	2.373	0,46
zilvermeeuw ²	18	746	50	2.235	0,36
alk ²	7	29	3.159	11.848	0,27
kleine mantelmeeuw ²	36	1.999	253	9.481	0,24
grote mantelmeeuw ²	12	787	103	11.799	0,08
visdief/noordse stern ¹	1	289	68	4.930	0,07
dwergmeeuw ¹	2	159	20	3.971	0,05
stormmeeuw ¹	3	1.046	68	22.534	0,05
zeekoet ²	28	13	16.140	316.125	0,05
jan-van-gent ²	6	215	160	22.354	0,02
noordse stormvogel ¹	3	8	111	5.934	0,02

Naast de zuidelijke Noordzee populatie worden in dit achtergronddocument ook de aantallen slachtoffers in de Nederlandse parken (ENECO Luchterduinen, Gemini Oost, Gemini West, Borssele, Hollandse Kust (zuid) en Hollandse Kust (noord)) afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populaties (broed- of overwinteringspopulatie; tabel 6.2). In de KEC 3.0 studie

(Rijkswaterstaat, 2019) zijn de windparken OWEZ en PAWP niet in de berekeningen meegenomen, omdat deze parken naar verwachting tussen 2023 en 2030 buiten werking worden gesteld¹. De keuze voor welke populatieschatting wordt gebruikt, is bepaald door de betrouwbaarheid van de schatting conform de door Poot *et al.* (2013) geïdentificeerde kwaliteitsbeperking van meeuwen aan de kust. Uitsluitend kijkend naar het cumulatieve effect van de Nederlandse parken op de Nederlandse populatie blijven bij de alle soorten het aantal slachtoffers ruim onder de PBR-norm (tabel VII.11).

Tabel VII.11 Cumulatieve mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de Nederlandse Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b, Gyimesi et al. 2018b, Rijkswaterstaat 2019 en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de Nederlandse populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Kavel VI in Hollandse Kust (west) slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 (tabel 4.2a en b en 4.6a en b) zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven) en de fractie van PBR boven de 0,01 ligt. Cumulatieve aantallen gebaseerd op: ¹ Rijkswaterstaat (2015) en actualisaties daarvan in Gyimesi & Fijn (2015b) en Gyimesi et al. (2018b), en ² Rijkswaterstaat (2019).

Soort	Slachtoffers kavel VI Hollandse Kust (west)	Slachtoffers door aanvaringen NL parken	Slachtoffers door habitatverlies NL parken	NL-PBR	Fractie sterfte tov NL-PBR
zilvermeeuw ²	20	213	17	432	0,53
kleine mantelmeeuw ²	39	555	33	2.492	0,24
alk ²	7	2	110	475	0,24
drieteenmeeuw ²	6	61	33	581	0,16
stormmeeuw ¹	3	182	14	1.305	0,15
grote mantelmeeuw ²	12	170	9	2.290	0,08
dwergmeeuw ¹	2	56	9	1.269	0,05
zeekoet ²	28	1	513	13.484	0,04
jan-van-gent ²	7	34	22	3.364	0,02
noordse stormvogel ¹	3	0	8	533	0,02
visdief/noordse stern ¹	1	11	4	1.615	0,01

¹ Er is een notitie verschenen die ingaat op het effect indien OWEZ en PAWP wel in de berekeningen worden meegenomen:

https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157576/memo_aanvulling_van_kec_3_0_berekeningen_met_owezen_pawp_1.pdf). Uit deze notitie blijkt dat de toevoeging van de windparken OWEZ en PAWP in het internationale scenario (zuidelijke noordzee) alleen bij de slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen en de zilvermeeuwen een kleine verhoging in de fractie van de PBR veroorzaakt, bij de andere soorten is de verandering niet noemenswaardig. De aantallen aanvaringslachtoffers in OWEZ en PAWP vormen in het nationale scenario (Nederlands deel van de Noordzee) vanzelfsprekend een groter aandeel van het totale aantal slachtoffers in Nederlandse windparken, met de grootste verandering van een verhoging van 0,1 van de fractie van totaal aantal slachtoffers ten opzichte van de PBR onder zilvermeeuwen. Desalniettemin blijven de cumulatieve aantallen slachtoffers bij zowel de internationale als de nationale populatie onder de PBR-norm. Volgens de huidige berekeningen verandert het cumulatieve aantal slachtoffers van trekvogelsoorten met OWEZ en PAWP meegerekend niet de fractie van de PBR ten opzichte van de getallen beschreven in het rapport van de KEC actualisatie (Gyimesi et al. 2018).

Conclusie

Het aantal slachtoffers in windenergiegebied Hollandse Kust (west) in cumulatie met andere internationale windparken zal enkele tientallen tot duizenden exemplaren per zeevogelsoort bedragen. In het KEC 1.0 document (Rijkswaterstaat 2015) kwam naar voren dat op basis van de worst-case scenario met 3 MW-turbines, als gevolg van aanvaringen met en habitatverlies door alle (toekomstige) windparken in de zuidelijke Noordzee in cumulatie met scheepvaart, de cumulatieve sterfte bij de meeste zeevogels (uitgezonderd de alk en zeekoet) niet onder 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte blijft en bij kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen en grote mantelmeeuwen ook niet binnen de PBR blijft. Daarmee kon nog niet met zekerheid worden gezegd dat de gecumuleerde effecten niet zullen leiden tot het uitsterven van deze soorten in de Zuidelijke Noordzee. Als er echter in de berekeningen gebruik wordt gemaakt van de meest actuele gegevens over verspreiding, vogeldichtheden, vlieggedrag en windturbinespecificaties voor de bestaande en geplande windparken in de zuidelijke Noordzee, blijven voor alle lokaal verblijvende soorten de cumulatieve aantallen aanvaringsslachtoffers in de zuidelijke Noordzee ruim onder de PBR-norm (Rijkswaterstaat 2019). Toetsen we de aantallen slachtoffers als gevolg van Nederlandse parken aan de Nederlandse PBR-norm, dan geldt ook dat de gecumuleerde aantallen slachtoffers ruim onder de PBR-norm blijven. Op basis van dit gegeven kan met zekerheid worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoeg zijn om de additionele sterfte in de windparken die tot 2030 gepland staan, op te vangen en dat de gunstige staat van instandhouding van zeevogelsoorten niet in het geding komt.

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 Hollandse Kust (west) en in cumulatie met andere windpark initiatieven 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 (b.v. Masden et al. 2009).

Door Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV in het achtergrondrapport bij het MER) bepaald dat voor alle soorten de cumulatieve aantallen aanvaringsslachtoffers boven de 1%-mortaliteitsnorm uitkomen, maar voor alle soorten onder de PBR van de internationale populatie blijven. Deze slachtoffers worden allemaal ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor 8 soorten is de voorspelde mortaliteit hoger dan 5% van de PBR (tabel VII.15). Met name in het geval van kleine zwaan is een dergelijke sterfte substantieel aangezien dit een soort is met een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Een dergelijke additionele sterfte bovenop eventuele sterfte en habitatverlies in gebieden op land als gevolg van windparken maar ook andere bronnen van sterfte, kan potentieel de gunstige staat van instandhouding van deze soort in gevaar brengen. Echter zijn recentelijk voor de kleine zwaan nieuwe berekeningen gedaan op basis van in Engeland gezenderde vogels die de Noordzee overstaken tijdens hun trektocht (Gyimesi *et al.* 2017). Uit deze analyse blijkt dat minder kleine

zwanen op rotorhoogte vliegen (vooral offshore) en daardoor is hun kans op aanvaring lager dan voorheen aangenomen. Daarnaast konden met de GPS-logger gegevens windpark-specifieke fluxen vastgesteld worden. Op basis van deze nieuwe inzichten zouden de cumulatieve slachtofferaantallen ook lager uitkomen, op 6 aanvaringssslachtoffers, wat een fractie van 0,8 van de PBR betekent (Gyimesi *et al.* 2018b, Rijkswaterstaat 2019).

Tabel VII.12 Cumulatief aantal slachtoffers als gevolg van aanvaringen, berekend met het extended Band model, ten opzichte van de 1% mortaliteitsnorm en als fractie van PBR, voor de trekvogelsoorten waarvan de fractie van PBR boven de 0,05 ligt. ¹⁾ waarden van deze soorten zijn afkomstig van het KEC 3.0 (Rijkswaterstaat 2019), en ²⁾ waarden van deze soorten zijn afkomstig van het KEC 1.0 (Rijkswaterstaat 2015) geactualiseerd in Gyimesi & Fijn (2015c), met de toevoeging van slachtofferaantallen in HKW.

Soort	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	Fractie van PBR
zwarte stern ¹	38	0,98
wulp ¹	496	0,64
drieteenstrandloper ²	363	0,20
spreeuw ²	16.541	0,12
kanoet ²	628	0,10
bergeend ¹	367	0,10
kleine zwaan ¹	6	0,08
rosse grutto ²	417	0,06

In het geval van zwarte stern en bergeend zijn de recentelijk in het KEC 3.0 geschatte slachtofferaantallen door aanvaringen (Rijkswaterstaat 2019) fors toegenomen ten opzichte van de KEC 1.0 berekeningen (Rijkswaterstaat 2015). Hierdoor is het aantal slachtoffers onder de zwarte stern bijna op het niveau van de PBR (0,98). Bij de wulp leidde de nieuwe berekeningen in KEC 3.0 juist tot minder aanvaringssslachtoffers dan in de oorspronkelijke KEC vanwege een afnemende populatie, resulterend in een fractie van 0,64 van de PBR-norm. Voor deze drie soorten zijn geen vlieghoogteprofielen beschikbaar, waardoor in het Band-model vogels gelijkmatig over de luchtkolom worden verdeeld. Bij een toename van het rotoroppervlak bij grotere turbines resulteert dit in een hogere flux op rotorhoogte, met hogere aantallen slachtoffers als gevolg. Ook ontbreekt bij deze soorten kennis over offshore trekroutes. Nieuwe inzichten in deze kennisleemtes kunnen tot een verbetering in de berekende slachtofferaantallen leiden. Desalniettemin hebben recente populatiemodellen, opgesteld in het kader van het Wozep onderzoeksprogramma, uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatieve geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek *et al.* 2019).

In tegenstelling tot lokaal verblijvende zeevogels (zie §6.1.1 van het achtergronddocument bij het MER) wordt hier geen Nederlandse PBR voor trekvogels berekend omdat 'de' Nederlandse populatie van trekvogelsoorten niet te bepalen is. De meeste slachtoffers onder trekvogels (zoals de soorten uit tabel VII.12) 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 flyway populatie en daarvoor een PBR te berekenen.

Een uitzondering vormen de trekvogelsoorten die Nederland als uiteindelijk overwinteringsgebied gebruiken, met een bekend aantal vogels van de flyway-populatie. Van de soorten in tabel VII.12 is dit alleen de kleine zwaan. De flyway-populatie die in Noordwest-Europa overwintert bedraagt ongeveer 10.000 vogels (cf. Rijkswaterstaat 2019). De afnemende populatie hangt grotendeels samen met tegenvallende broedresultaten (Wood et al. 2016). Bovendien overwinteren als gevolg van klimaatverandering steeds meer kleine zwanen dichterbij de broedgebieden, en dus ten oosten van Nederland (Nuijten et al. 2018a, b). De kleinste Nederlandse populatie kan als worst-case scenario voor het aantal aanvaringslachtoffers ten opzichte van een Nederlandse PBR beschouwd worden. De PBR voor deze populatie komt uit op 73 vogels (Rijkswaterstaat 2019). In de Nederlandse windparken op zee zullen jaarlijks 6 kleine zwanen als slachtoffer vallen door aanvaring met een turbine (Gyimesi et al. 2017). Dit is 8% van de PBR zoals berekend voor de in Nederland overwinterende kleine zwanen.

Conclusie

Jaarlijks zullen enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (Rijkswaterstaat 2015, Gyimesi & Fijn 2015a, Rijkswaterstaat 2019). Het is aannemelijk dat de cumulatieve sterfte onder trekvogels als gevolg van aanvaringen met alle (toekomstige) windturbines in de zuidelijke Noordzee voor alle soorten binnen PBR blijft. Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de gunstige staat van instandhouding van trekvogelsoorten 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, echter de aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun 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, echter een vergroting van de monitoringsinspanning is noodzakelijk om kwantitatieve uitspraken te doen over effecten. Op basis van enkele aannames zullen de effecten het kleinst zijn op de rosse vleermuis. 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 populatiegroeicurves 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. De cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen (7.700 volgens Rijkswaterstaat 2015) zouden daarmee ver boven de PBR liggen, terwijl die van rosse vleermuis (200 zie Rijkswaterstaat 2015) hieronder liggen. Echter de belangrijkste conclusie van Rijkswaterstaat (2015) is dat door een gebrek aan data voor beide soorten significant negatieve effecten niet zijn uit te sluiten.

Het is niet mogelijk om in het geval van vleermuizen de Nederlandse PBR te gebruiken conform de aanpak bij vogels. We hebben wel een schatting van het aantal ruige dwergvleermuizen dat over de zuidelijke Noordzee vliegt (40.000, Limpens et al. 2017). Voor de rosse vleermuis is deze schatting niet beschikbaar en is het toetsen van slachtoffers aan de Nederlandse populatie onverstandig. De Nederlandse populatie overwintert grotendeels in Nederland. De trek die bij Nederlandse dieren is vastgesteld vond in zuidelijke (of ZW) richting plaats. Trek naar Engeland is nog nooit vastgesteld.

Conclusie

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftecijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015). Gebaseerd op de 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 uit te sluiten dat in het worst case scenario negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding van sommige vleermuispopulaties zullen optreden.

7.3 Zeezoogdieren

In paragraaf 7.6 van het MER zijn de cumulatieve effecten uitgebreid beschreven. De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, omdat bij toepassen van de naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnormen tijdens de aanleg van windturbines en het TenneT-platform in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 510 dieren bedragen (= 1% van de bruinvispopulatie op het NCP). Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. Het toepassen van de norm zoals beschreven in het KEC 3.0 bij de constructie van windturbines en het TenneT-platform in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) en het benodigde seismische vooronderzoek leidt ertoe dat de GSI ook voor zeehonden niet in het geding is.

7.4 Benthos

In het plangebied komen geen benthos soorten voor die zijn beschermd onder de Wet natuurbescherming. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet natuurbescherming. Aangezien daarmee met betrekking tot benthos effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn uitgesloten, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

7.5 Vissen

Onder de Wet natuurbescherming (Wnb) vervalt de bescherming van alle vissoorten die in het plangebied voorkomen die onder de Flora- en faunawet nog beschermd waren. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Aangezien daarmee met betrekking tot vissen effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn uitgesloten, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

Daarnaast zal de komst van windturbines en bestorting waarschijnlijk een positief effect op de biodiversiteit van de visgemeenschap hebben omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht (hoewel dit tot op heden nog niet is aangetoond).

7.6 Overzicht van mitigerende maatregelen

In het kavelbesluit wordt de keuze gemaakt welke maatregelen worden genomen die in paragraaf 2.2 zijn genoemd, om de cumulatieve effecten uit dit hoofdstuk te mitigeren.

Maatregelen 4, 7, 11 en 12 uit tabel VII.3 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 aan deze maatregel geschonken om stappen hierin te zetten. Vaststelling van maatregelen in het kavelbesluit is afhankelijk van de uitkomsten van een afweging van effectiviteit (verminderen slachtoffers) en haalbaarheid (afname energieopbrengst en toename kosten).

8 LITERATUUR

- Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016 (concept). Spatial distribution and Habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report xxx.
- Abt, K. & A. Konter, 2009. Survival rates of adult European grebes (*Podicipedidae*). *Ardea* 97(3): 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. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. BirdLife Conservation Series No. 12. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A.N., Caldow, R.W.G., Hume, D. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366. doi:10.1371/journal.pone.0106366
- 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 December 2014)
- Fijn, R.C., F.A. Arts, J.W. de Jong, M.P. Collier, B.W.R. Engels, M. Hoekstein, R-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, P.A. Wolf, A. Gyimesi & M.J.M. Poot, 2015b. Verspreiding en abundantie van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2014-2015. Bureau Waardenburg Rapportnr. 15-179. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., F.A. Arts, B.W.R. Engels, J.W. de Jong, M.P. Collier, A. Gyimesi, M. Hoekstein, R-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, P.A. Wolf, 2016. Verspreiding en abundantie van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2015-2016. Bureau Waardenburg Rapportnr. 16-199. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., 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, 2018. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2017-2018. Bureau Waardenburg Rapportnr. 18-319. 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.
- Flegg, J.J.M. & D.E. Glue, 1973. A water rail study. *Bird Study* 20: 69-80.
- 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. & J.L. Leemans, 2018. Aanvulling van KEC 3.0 berekeningen met OWEZ en PAWP 18-0397/18.09536/AbeGy, Rapport Culemborg.

- Gyimesi, A., T.J. Evans, J.F. Linnebjerg, J.W. de Jong, M.P. Collier & R.C. Fijn, 2017. 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., E.L. Bravo Rebolledo, J.C. Kleyheeg-Hartman, J.W. de Jong, M. Teunis, K. Didderen, M. Boonman, M. Schutter & R.C. Fijn, 2018a. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (noord). Kavel V en kavel VI: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Culemborg, Bureau Waardenburg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018b. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Rapportnr. 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Hewson, C. M., Thorup, K., Pearce-Higgins, J. W., & Atkinson, P. W. (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. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report nr 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 nr 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 number 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 / 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. 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. Zoogdierverseniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.
- Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R., and Desholm, M., 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.

- 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 soortenteksten dwergmeeuw, dwergstern, 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. 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. Abstracts 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. Rapport 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.
- 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.
- 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 2019. "*Waterbird Population Estimates*".
- 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(5), 597-609.

719022
13 oktober 2020

PASSENDE BEOORDELING
HOLLANDSE KUST (WEST)
KAVEL VI

Ministeries van Economische
Zaken en Klimaat,
Binnenlandse Zaken en
Koninkrijksrelaties,
Infrastructuur en Waterstaat en
Landbouw, Natuur en
Voedselkwaliteit

Eindversie



Duurzame oplossingen in
energie, klimaat en milieu

Postbus 579
7550 AN Hengelo
Telefoon (074) 248 99 40

Documenttitel	Passende Beoordeling Hollandse Kust (west) Kavel VI
Soort document	Eindversie
Datum	13 oktober 2020
Projectnummer	719022
Oprachtgever	Ministeries van Economische Zaken en Klimaat, Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, Infrastructuur en Waterstaat en Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
Auteur	Sergej van de Bilt, Maarten Jaspers Faijer, Martijn Ten Klooster, Pondera Consult Abel Gyimesi, Bureau Waardenburg
Vrijgave	Sergej van de Bilt, Pondera Consult

INHOUDSOPGAVE

1	Inleiding	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Achtergrond	1
1.3	Leeswijzer	3
2	Beleid en wetgeving	5
2.1	Wet windenergie op zee	5
2.2	Vogel- en Habitatrichtlijn en Wet natuurbescherming	6
2.3	Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving	7
3	Voorgenomen activiteit	9
3.1	Uitgangspunten voor het windpark	9
3.2	Bandbreedte benadering	10
3.3	Voorkeursalternatief (VKA)	11
4	Afbakening	15
4.1	Verwachte ingreep-effectrelaties per soortgroep	15
4.2	Ingreep- effectrelaties per fase	20
4.3	Vogels	25
4.4	Zeezoogdieren	26
4.5	Natura 2000-gebieden	26
5	Huidige situatie	29
5.1	Vogels	29
5.2	Zeezoogdieren	30
6	Effectanalyse	43
6.1	Vogels	43
6.2	Zeezoogdieren	47
6.3	Effectenbeoordeling per Natura 2000-gebied	53
7	Stikstofdepositie	59
7.1	Inleiding	59
7.2	Uitgangspunten AERIUS berekening	59

7.3	Resultaat AERIUS berekening	61
7.4	Effectbeoordeling	62
7.5	Conclusie	63
8	Cumulatie	65
8.1	Vogels	65
8.2	Zeezoogdieren	65
9	Literatuur	73

Bijlage 1: Uitgangspunten: inventarisatie materieel aanlegfase Aerijs berekening

Bijlage 2: Resultaten Aerijs

Bijlage 3: Ecologische betekenis van stikstof

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. Het Klimaatakkoord spreekt van ten minste 49 TWh productie in 2030 van windenergie op zee en sluit daarbij aan bij de routekaart windenergie op zee. In die routekaart is circa 11 gigawatt voorzien aan windparken op zee in 2030.

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

Om de doelstelling van 49 TWh 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 reeds als windenergiegebied zijn aangewezen in het Nationaal Waterplan. 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 generieke voorschriften voor windparken op zee vastgelegd. Het gaat om achtereenvolgens 1,4 GW in het gebied Hollandse Kust (west), 0,7 GW in het gebied Ten noorden van de Waddeneilanden, en circa 4 GW in het gebied IJmuiden Ver.

De Minister van Economische Zaken en Klimaat is (in overeenstemming met de Minister van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit) initiatiefnemer voor het uitgeven van een kavel en stelt ten behoeve daarvan voor elk kavelbesluit een milieueffectrapport (MER) op.

Passende beoordeling (PB)

Uit onderzoek dat in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst 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.

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 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 er uit 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. Bedenkingen en beroepsgronden kunnen als gevolg daarvan niet ongegrond worden verklaard met de overweging dat de significante gevolgen niet dan wel onvoldoende aannemelijk zijn gemaakt.

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 N2000-waarden en beschrijft de kwantitatieve methoden voor het schatten 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 2019 (versie 3.0) op basis van de laatste inzichten herzien¹. Dit kader is waar relevant ook gehanteerd bij de onderhavige PB.

¹ Zie www.noordzeeloket.nl/functies-en-gebruik/windenergie/ecologie.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een toelichting gegeven op de relevante wetgeving en beleid en de 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 regels opgenomen voor de bouw en exploitatie van een windpark en de aansluiting van dat kavel.

Artikel 5 van de Wet windenergie op zee geeft aan dat de projecten of andere handelingen 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 alsnog gevolg gegeven te worden aan hetgeen gesteld in artikel 2.8 van de Wnb voor het vaststellen van een kavelbesluit (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 maakt (in overeenstemming met de Minister van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit) in het kader van het kavelbesluit de PB van de gevolgen van de bouw en exploitatie 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 tot bouwen, exploiteren en afbreken van een windpark in het kavel geen afzonderlijke vergunning ingevolge de Wnb aan te vragen. Hiervoor is het wel een vereiste dat het project (de bouw en de wijze van exploitatie van het windpark) in het kavelbesluit voldoende concreet zijn beschreven.

Wanneer de Minister van Economische Zaken en Klimaat (in overeenstemming met de Minister van Binnenlandse Zaken en Koninkrijksrelaties, de Minister van Infrastructuur en Waterstaat en de Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit) 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. De te treffen compenserende maatregelen maken deel uit van het kavelbesluit.

2.2 Vogel- en Habitatrictlijn en Wet natuurbescherming

Het wettelijke kader voor de voorliggende PB wordt gevormd door Artikel 6 van de Europese Habitatrictlijn. Deze is geïmplementeerd in de Wet natuurbescherming (Wnb) en wordt voor wat betreft het kavelbesluit geïncorporeerd in de Wet windenergie op zee.

De aanwijzingsbesluiten voor de relevante Natura 2000-gebieden zijn van groot belang, omdat daarin de voor de toetsing 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 Habitatrictlijn wel beschermd. Enkele voor dit MER relevante gebieden, namelijk Noordzeekustzone, Vlakte van de Raan, Doggersbank, Klaverbank, Friese Front en de Voordelta, zijn inmiddels definitief aangewezen. De betrokken Vogelrichtlijngebieden zijn wel reeds allemaal aangewezen. Ten aanzien van de overige betrokken gebieden wordt opgemerkt dat ze zijn aangemeld en dat er ontwerpbesluiten liggen met soort- en habitat specifieke instandhoudingsdoelstellingen, maar dat de definitieve aanwijzing nog in procedure is. Ten behoeve van deze PB worden ook de instandhoudingsdoelstellingen in de ontwerp-aanwijzingsbesluiten als concreet toetsingskader gebruikt.

Met name enkele mariene Natura 2000-gebieden die zijn aangemeld onder de Habitatrictlijn of Vogelrichtlijn zijn van belang voor deze PB. Het gaat hier om de gebieden Noordzeekustzone, Vlakte van de Raan, Waddenzee, Voordelta, Doggersbank, Klaverbank en het Friese Front.

Deze gebieden zijn aangemeld op basis van het voorkomen van een aantal habitattypen (riffen, zandbanken), zeezoogdieren (bruinvis, zeehonden), vogels (zeekoeten) en diadrome vissen (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 Habitatrictlijn (VHR) gebied).

In de bepaling van de mogelijk negatieve effecten in deze PB zijn inhoudelijk twee aspecten van groot belang: externe werking en cumulatieve effecten. Externe werking is het effect dat optreedt als een gebruik, project of plan buiten een Natura 2000-gebied gepland is, maar de effecten ervan zich wel 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 verstorende werking (schrikeffect) 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 voor 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. De meeste van de effecten waarover in deze PB wordt gesproken zijn dergelijke externe effecten. De dieren 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 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.

2.3 Grensoverschrijdende effecten en buitenlandse wetgeving

In de VHR en de Wnb wordt geen onderscheid gemaakt naar effecten op bepaalde nationale Natura 2000-gebieden. Vanuit dit kader dient het geheel aan effecten op alle Natura 2000-gebieden, die mogelijkwijs 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 gunstige 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 het Bevoegd Gezag dit in haar overweging voor het vaststellen van het kavelbesluit mee te nemen.

3 VOORGENOMEN ACTIVITEIT

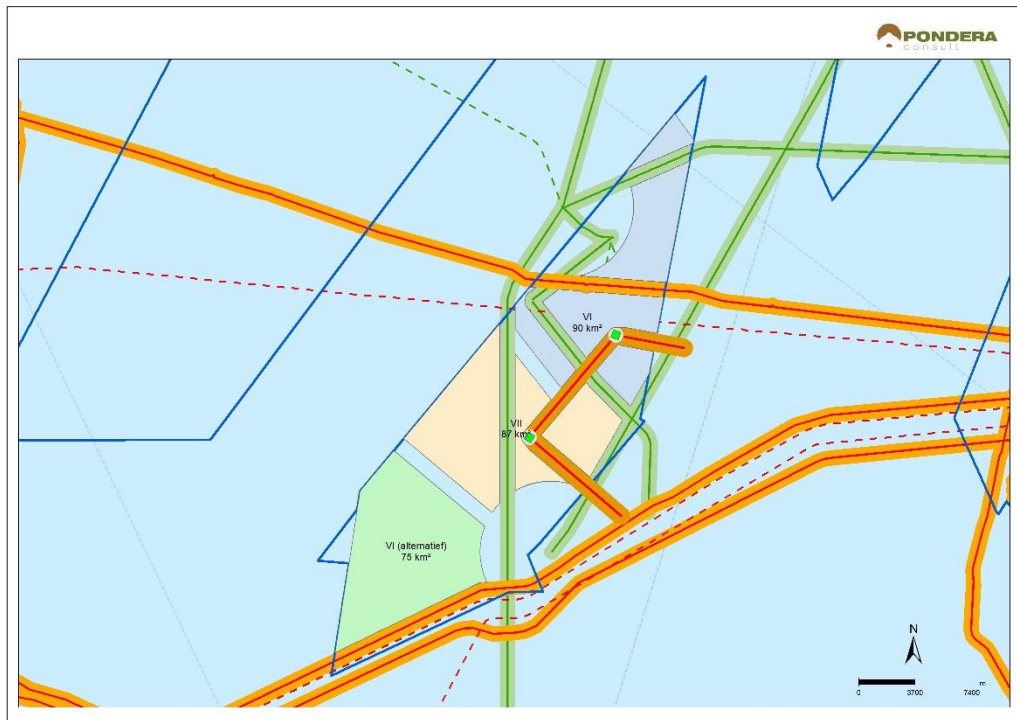
3.1 Uitgangspunten voor het windpark

Deze PB heeft betrekking op de uitgifte van kavel VI in het windenergiegebied Hollandse Kust (west). In kavel VI wordt een windpark aangelegd, geëxploiteerd en te zijner tijd weer verwijderd.

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 PB. De aansluiting op het elektriciteitsnetwerk valt derhalve buiten de scope van deze PB.

Figuur 3.1 Voorgestelde verkaveling



3.2 Bandbreedte benadering

Kavel VI binnen het windenergiegebied Hollandse Kust (west) wordt 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 het kader hieronder staat kort een uitleg van de bandbreedtebenadering en de te beschouwen alternatieven.

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.

Om een beeld te verkrijgen van de mogelijkheden om de effecten te verminderen zijn voor elk aspect tevens mitigerende maatregelen benoemd en onderzocht. Hiermee zijn mogelijkheden voor optimalisatie geïdentificeerd en wordt voorkomen dat alleen een *worst case* situatie in beeld is gebracht. Waar zinvol, is in dit verband ook de mogelijke *best case* situatie onderzocht zodat de range aan mogelijke effecten duidelijk is.

3.3 Voorkeursalternatief (VKA)

Deze PB heeft betrekking op het uiteindelijke voorkeursalternatief (VKA) zoals dat in het MER beschreven wordt (hoofdstuk 12). Het VKA is (mede) tot stand gekomen op basis van de milieu-informatie uit het MER, en bestaat uit een voorkeursbandbreedte (en voorkeursligging van de kavel) in combinatie met mitigerende maatregelen.

De mitigerende maatregelen (zie paragraaf 12.6 in het MER) hebben betrekking op vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en stikstofgevoelige habitattypen.

Mitigerende maatregelen m.b.t. vogels en vleermuizen:

- Stilstandsvoorziening bij het constateren van een gestuwde vogeltrek in combinatie met bepaalde weersomstandigheden.
- Verhogen van de cut-in windspeed (moment van gaan draaien van de rotor bij een bepaalde minimale windsnelheid) naar een waarde van 5 m/s in de nacht gedurende de trekperiode van vleermuizen.

Mitigerende maatregelen m.b.t. onderwaterleven (zeezoogdieren):

- De geluidsproductie tijdens het heien wordt in het kavelbesluit begrensd tot een maximale waarde van van 168 db re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 meter van de geluidsbron. In het MER wordt deze norm 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 de geluidnorm 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 zogenaamde 'Acoustic Deterrent Devices' en 'soft start' procedures.

Mitigerende maatregelen m.b.t. stikstofgevoelige habitattypen

- Het reduceren van de stikstofemissie op een zodanige wijze dat maximaal 0,05 mol N/ha/jaar depositie optreedt op stikstofgevoelige habitattypen.

Onderstaand is in tabel 3.1 de bandbreedte weergegeven die (in combinatie met de bovengenoemde mitigerende maatregelen) geldt voor het voorkeursalternatief.

Tabel 3.1 Bandbreedte voor kavel VI

Onderwerp	Bandbreedte
Vermogen individuele windturbines	Minimaal 10 MW*
Tiphoogte individuele windturbines	189 – 304 meter**
Tiplaagte individuele windturbines	Minimaal 25 meter
Rotordiameter individuele windturbines	164 – 279 meter**
Onderlinge afstand tussen windturbines	Minimaal 600 meter
Aantal bladen per windturbine	2,3, multirotor**
Type funderingen (substructures)	Monopile, multipile, tripod, gravity based structure
Type fundering (foundation)	Paalfunderingen, suction buckets, gravity based structures
Aanlegwijze paalfunderingen	Intrillen, heien, boren, suction
Maximaal geluidniveau (in geval van heien)	168 dB re 1 mPa2s op 750 meter
In geval van heien van fundering: diameter funderingspaal/-palen en aantal palen per turbine:	
Monopile	1 paal van 6 tot 12 meter
Multipile (waaronder 'tripods' en 'jackets')	3 tot 6 palen van 1 - 4 meter
In geval van een fundering zonder heien: afmetingen op zeebodem:	
Gravity Based	Tot maximaal 40 x 40 meter
Suction Bucket	Diameter bucket: n.t.b.
Elektrische infrastructuur (inter-array bekabeling)	66 kV, ingegraven op 1 of 3 meter diepte ¹

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) zich voor kunnen doen. Voor vogels is de *worst case* situatie de opstelling met het grootste aantal turbines (76 x 10 MW). 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.

¹ Hierbij kunnen twee varianten worden onderzocht: ingraven op één meter diepte en op drie meter diepte.

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	
Vogels en vleermuizen	<i>Alternatief (Worst case)</i>	<i>Alternatief (Best case)</i>
	76 x 10 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 164 m	47 x 16 MW turbines Tiplaagte 25 m, rotordiameter 279 m
Onderwaterleven	47 x 16 MW turbines 1 turbinelocatie per dag	76 x 10 MW turbines 1 turbinelocatie per dag

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 heeft op verschillende manieren een mogelijk effect op de instandhoudingsdoelstellingen van soorten en habitats van Natura 2000-gebieden. Het gaat hierbij, zoals ook in de Handreiking (Prins et al. 2008, en update) aangegeven, voornamelijk om de effecten van onderwatergeluid tijdens de aanleg- en verwijderingsfase en de aanwezigheid van de parken tijdens de exploitatiefase.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de kenmerken per fase, de mogelijke effecten en de soortgroepen 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	Zeezoog-dieren	Vogels
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	
Exploitatiefase							
Aanwezigheid windturbines	Aanvaringsrisico			X			X
	Geluid/trillingen				X	X	
	Ruimtebeslag					X	X
	Hard substraat		X		X		X
Aanwezigheid kabels	Elektromagnetische velden		X		X	X	
Scheepvaart tbv onderhoud	Geluid / trillingen				X	X	
Verbod scheepvaart	Geluid / trillingen				X	X	
	Verbod visserij		X		X	X	X
Verwijderingsfase							
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
	Geluid / trillingen				X	X	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	X	X		X	X	
Scheepvaart	Geluid / trillingen				X	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 (par. 4.1). Vervolgens wordt een afbakening gemaakt van de relevante soorten die in het kader van deze PB dienen te worden behandeld (par. 4.2 tot en met 4.6). 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 NCP op habitattypen in Natura 2000-gebieden zal worden behandeld in paragraaf 4.5.

4.1.1 Verwachte effecten op fytoplankton

Naar verwachting hebben de met de ingreep gepaard gaande activiteiten en kenmerken 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. Effecten op fytoplankton zijn bovendien van tijdelijke aard. 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

Naar verwachting heeft de met de ingreep gepaard gaande bodemberoering 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 bodemdiërgemeenschappen in de kustzee. De effecten voor de locaties van de windturbines zijn blijvend, maar voor de rest van het parkoppervlak betreft het een tijdelijk effect. Het onderwaterleven zal na de constructieperiode van het windpark snel terugkeren naar het gebied. Door het ontbreken van visserij tijdens de vergunde periode is het waarschijnlijk dat de bodem zich kan herstellen en ontwikkelen, waardoor er een positief effect op de bodemfauna zal optreden. 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.

4.1.3 Verwachte effecten op vleermuizen

In een artikel van Boshamer en Bekker (2008) wordt gemeld dat er regelmatig vleermuizen gevonden worden op gas- en olieplatforms op het NCP. De waarnemingen (34 exemplaren) zijn verricht tussen 1988 en 2007. De meest waargenomen soort is de ruige dwergvleermuis (26 exemplaren), daarnaast zijn de rosse vleermuis (2x), de noordse vleermuis (2x), de laatvlieger (1x) en de tweekleurige vleermuis (3x) waargenomen. Voor geen van deze soorten zijn beschermde gebieden aangewezen in het kader van de VHR.

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. 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 (Dld), maar deze dieren foerageerden dicht langs de kust boven ondiepe delen. Kavel VI ligt op minimaal 51 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 over de Noordzee lijkt daarmee uitgesloten.

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 VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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

In de Noordzee komen enkele diadrome vissoorten voor waarvoor beschermde Natura 2000-gebieden zijn aangewezen volgens Annex II van de Habitatrichtlijn. Het gaat hier om zeeprik, rivierprik, elft, fint en zalm. De zeeprik, rivierprik en de fint zijn onder andere beschermd in Natura 2000-gebieden Waddenzee, Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan. Volgens de Handreiking PB worden er geen significante effecten op (voor Natura 2000-gebieden aangewezen) vissoorten verwacht.

Uit onderzoek blijkt dat vissen van zeer hoge niveaus van met heiklappen overeenkomend pulsgeluid nog geen schade ondervinden (Halvorsen e.a., 2012; Popper et al 2014). Bij vissen zonder zwemblaas werden bij een cumulatieve SEL van 216 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ nog geen effecten gevonden. Vissen met een zwemblaas bleken wat gevoeliger, maar ook deze vissen (meerdere soorten) bleken aan een cumulatieve SEL van ca. 207 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ te kunnen worden blootgesteld zonder schade op te lopen.

Een aantal vissen behoort tot beschermde soorten volgens de Habitatrichtlijn. Het gaat om soorten die migreren tussen zoet en zout water. De kennis over de verspreiding van deze beschermde soorten in de Noordzee is zeer beperkt, echter op basis van deskundigenoordeel van Bureau Waardenburg wordt niet verwacht dat de windparklocaties van wezenlijk belang zijn. Bovendien zijn de belangrijkste knelpunten voor de huidige instandhouding van deze beschermde soorten de kwaliteit en beschikbaarheid van zoetwaterhabitats. Mede om die reden worden significante effecten van de aanleg van windparken op deze soorten niet verwacht. Directe effecten op vissen worden dan ook niet meegenomen in deze PB.

4.1.5 Verwachte effecten op vislarven

Door de hoge geluidsdruk bij de heiwerkzaamheden in de aanlegfase is het denkbaar dat vislarven 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.

Op basis van de overwegingen uit de vorige paragraaf zijn in de Passende Beoordelingen van de offshore windparken uit ronde 2 (2009 en later) met behulp van een vislarvenmodel berekeningen uitgevoerd uitgaande van een sterfte van vislarven van 100% binnen een kilometer van de heillocatie (heipaal). Het uitgangspunt van het model van een sterfte van vislarven van 100% binnen een kilometer van de heillocatie (heipaal) was echter niet in onderzoek aangetoond, maar was een *worst case* aanname op basis van aanwijzingen in de literatuur. Op dit moment zijn resultaten van onderzoek beschikbaar gekomen die een ander licht werpen op deze aanname.

In 2012 zijn in het kader van het Shortlist Masterplan Wind (SMW) onderzoeksprogramma nieuwe experimentele gegevens gepubliceerd over het effect van geluid ten gevolge van heiwerkzaamheden op een 'typische' Noordzee heillocatie op larven van tong (*Solea solea*, Bolle et al. 2012). Hierbij zijn larven van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong (inclusief het stadium met dooierzak en zwemblaas) blootgesteld aan geluidspulsen die representatief waren voor heiwerkzaamheden (tot een geluidniveau van 210 dB re 1uPa²). De overleving van de aan de geluidspulsen blootgestelde tonglarven verschilde niet significant van een controlegroep. Dit betekent dat geen significante effecten aangetoond worden. Statistisch gezien is het mogelijk dat een theoretisch resteffect niet uit te sluiten is van 14% sterfte tot 400 meter en kleiner dan 14% sterfte in de range van 400-1000 meter van de heillocatie. Dit resulteert *worst case* in een vermindering van de effecten op tonglarven van 50% ten opzichte van de inschattingen van Prins et al. (2009).

De onderzoekers concludeerden dat hun gegevens niet zonder meer geëxtrapoleerd kunnen worden naar vislarven in zijn algemeenheid en dat effecten van heien op vislarven mogelijk soortafhankelijk zijn. Daarom zijn de experimenten herhaald voor twee andere soorten, zeebaars en haring, zodat een meer representatief beeld verkregen kan worden.

De uitkomsten van het laboratoriumonderzoek naar de larven van zeebaars laten vergelijkbare resultaten zien als het onderzoek naar tonglarven, ook hier zijn geen significante effecten geconstateerd (Effect of pile driving sound on the survival of fish larvae. Progress report 2013): "Het werk aan zeebaarslarven is voltooid, de finale experimenten zijn in 2013 uitgevoerd. Het effect van heigeluid is bestudeerd voor 2 larvale stadia. Vijf behandelingen (3 blootstellings- en 2 controlegroepen) zijn uitgevoerd. Elke behandeling is 10 keer herhaald. Het aantal herhalingen was gebaseerd op de resultaten van de pilot experimenten en de power analyse die uitgevoerd zijn in 2012. De 3 blootstellingen bestonden uit het hoogste geluidsniveau van de

SMW experimenten, een 10 dB hoger cumulatief niveau en een 7 dB hoger piek niveau. Er zijn geen significante effecten op overleving waargenomen gedurende de 10-daagse monitoringsperiode. In het geval van tong kon het ontbreken van effecten geweten worden aan de beperkte zwemblaasontwikkeling, maar de zeebaarslarven hadden goed ontwikkelde, relatief grote zwemblazen. Deze resultaten bevestigen de eerdere suggestie dat de VS interim criteria te voorzichtig zijn geformuleerd." Ook het onderzoek naar haringlarven laat een vergelijkbaar beeld zien: bij de haringlarven konden geen significante effecten aangetoond worden.

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. Ten opzichte van de aannames in eerdere milieueffectrapporten en Passende Beoordelingen voor windparken op zee kan dan ook met zekerheid gesteld worden dat de effecten veel geringer zijn, zodanig zelfs dat geen wezenlijke invloed resteert. In het geval dat nog enige sterfte optreedt in de directe omgeving van de heilocatie zijn de effecten dermate lokaal dat de doorwerking op de aanwas van juveniele vis verwaarloosbaar is.

Hierbij kan nog aangetekend worden dat de effecten bij de eerder aangenomen vislarvensterfte van 100% binnen een kilometer van de heilocatie, al als verwaarloosbaar beschouwd werden voor de vissenpopulaties gezien de grootte van het leefgebied van vissen en de beperkte omvang van eventuele effecten.

Na het bovengenoemde onderzoek blijkt dat de eerdere berekeningen op basis van het model met 100% sterfte binnen een kilometer in de PB voor windparken op zee te conservatief waren. De effecten van de verminderde larvenaivoer na doorwerking op de meest gevoelige vogelsoorten en zeezoogdieren blijven ruim onder de 1% op populatieniveau. Dit betekent dat ook wanneer de statistisch niet uit te sluiten 'reststerfte' op zou treden bij het heien, uitgesloten kan worden dat significante effecten optreden op de instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-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.

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 arbeiders 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 VI bevindt zich in intensief bevaren gebied, nabij drukke scheepvaartroutes. De toename van scheepvaart door de voorgenomen ingreep 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 VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). 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 hoogspanningsstation 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 lokaal. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden uitgesloten.

Aanleg funderingen

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. 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 heillocatie mogelijk tot sterfte van vissen.

Soorten

Zeezoogdieren

Heien kan leiden tot afwijkend (vlucht)gedrag, verwonding en permanente 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 verstorend 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.

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 tbv 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, die plaatselijk leidt tot 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 VI bevindt 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. 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 elektro magnetische velden in de Noordzee heeft uitgewezen dat:

- Kabels van windmolens zorgen 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 Noordzee soorten.

- 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 windmolens, op Noordzee fauna zijn vooralsnog onduidelijk. Studies naar de effecten van EMF's en iEF's werken namelijk vaak met afwijkende veldsterktes dan te verwachten zijn bij parkbekabeling.
- Het EMF van een parkkabel valt wel binnen het waarneembare gebied van onder andere bodemvissen en haaien; Haaien kunnen de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.

Hoewel het duidelijk is dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, lijkt er op basis van de wetenschappelijke literatuur tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs te zijn om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen van EMF's te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Leonard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Fey *et al.* 2019). Als vissen of invertebraten een verandering van het magnetisch veld vermijden of zich juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/ verzamelplaats kunnen vormen. Er is bijvoorbeeld vooralsnog geen bewijs gevonden dat elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling een hindernis vormt voor migrerende aal (*Anguilla anguilla*) (Ohman *et al.* 2007, Westerberg *et al.* 2007, Westerberg en Lagenfelt 2008). Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waardes van EMF te valideren. Wel kan vastgesteld worden dat, (1) door het relatief beperkte areaal van een windpark ten opzichten van het totale NCP en (2) het feit dat de straling enkel in de directe nabijheid van de kabel waarneembaar is, het effectgebied beperkt is. Deze effecten zijn dus zeer gering en de getroffen vissoorten zijn niet beschermd in Natura 2000-gebieden. Effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en natuurwaarden van Natura 2000-gebieden worden dan ook uitgesloten.

Verbod op scheepvaart >24 meter

Windparken op de Noordzee zijn tot nu toe verboden terrein voor schepen groter dan 24 meter, uitgezonderd bestemmingsverkeer. Dit leidt tot een afname van geluid en trillingen van scheepvaart die normaliter wel in het gebied voor zou kunnen komen. Aangezien het plangebied in druk bevaren gebied ligt, is deze afname in verhouding verwaarloosbaar. Het verbod op scheepvaart (>24 meter) houdt ook in dat er gedurende de exploitatiefase van het windpark (ca. 20 jaar) geen visserij (>24 meter en bodemberoerende) meer in het gebied mag plaatsvinden. Hierdoor kan de zeebodem in het gebied herstellen wat onder andere positieve effecten kan hebben op de bodemfauna. Samen met het ontbreken van grotere visserij (schepen >24 meter) kan dit mogelijk een positief lokaal effect hebben op vissen en zeezoogdieren, maar effecten op instandhoudings-doelstellingen 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 & Garthe, 2006), 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. 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 dezelfde type, maar minder, verstoring als tijdens de aanlegfase (Prins et al, 2008).

Tabel 4.4 Ecologische lokale effecten tijdens de ontmantelingsfase

Activiteiten ontmantelingsfase	Effect	Vogels	Zeezoogdieren
Verwijderen funderingen	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X
Verwijderen kabels	Waterkwaliteit	0	0
	Geluid / trillingen	0	X

0 = gering effect, geen effect op de gunstige staat van instandhouding

x = mogelijk negatief effect

4.3 Vogels

In het MER zijn in hoofdstuk 6 de effecten bepaald en beoordeeld van een voorgenomen windpark in kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west). 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 VI tijdens foerageertochten in het broedseizoen zijn niet uit te sluiten. Op basis van foerageerranges blijkt dat kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) alleen door broedende kleine mantelmeeuwen bereikt kan worden uit kolonies die binnen Natura 2000-gebieden liggen en waarvoor in deze gebieden instandhoudingsdoelstellingen voor deze soorten als broedvogel zijn geformuleerd. Voor broedende kleine mantelmeeuwen worden hierna de effecten beoordeeld.
- Effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel VI, zijn niet uit te sluiten.

Significante effecten zijn wel uit te sluiten. De onderbouwing hiervan wordt verder uitgewerkt in deze PB voor de verschillende Natura 2000-gebieden.

- Effecten als gevolg van barrièrewerking en indirecte effecten op bovenstaande niet-broedvogels zijn 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 VI 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.
- 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.
- Effecten op enkele soorten trekvogels uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de seizoens-trek door kavel VI vliegen, als gevolg van barrièrewerking, habitatverlies en indirecte effecten zijn uit te sluiten. Deze worden dan ook niet verder behandeld in deze PB.

4.4 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 (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.

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 niet-broedvogels, te weten Noordzeekustzone, Duinen en Lage Land Texel en Friese Front. Daarnaast is ook het gebied Bruine Bank meegenomen, omdat hiervoor ook het voornemen bestaat om dit gebied aan te wijzen voor vogelsoorten.

Op basis van foerageerranges blijkt dat kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) alleen door broedende kleine mantelmeeuwen uit het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel bereikt kan worden. Voor deze soort 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 Hollandse Kust (west) buiten bereik. Deze soorten worden dan ook niet behandeld in voorliggende PB.

Habitatrichtlijngebieden zoals Coepelduynen, Meijndel & Berkheide, Westduinpark en Wapendal, Solleveld & Kapittelduinen zijn niet aangewezen voor broedvogels of voor niet-broedvogels en zijn derhalve niet relevant voor deze PB. Het gebied Meijndel & Berkheide is wel voor de meervleermuis aangewezen, maar van die soort worden geen slachtoffers in offshore windparken verwacht (zie ook paragraaf 4.1.3).

4.5.2 Gebieden i.r.t. effect op zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van het windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 onderwatergeluidsniveaus 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
- 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).

De gebieden die in de beoordeling worden meegenomen zijn de Waddenzee, Voordelta, Vlake van de Raan, Noordzeekustzone, Oosterschelde en Westerschelde & Saefthinghe.

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.

Duinen en Lage Land Texel

Ten noorden van windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land van Texel. In dit gebied zijn 12 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 5.1). Van deze soorten maken alleen kleine mantelmeeuwen lange foerageertochten tijdens het broedseizoen. Van het GPS-logger-onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen bleek dat de vogels van kolonies op Texel voornamelijk richting het westen vliegen en in mindere mate richting het zuiden (Camphuysen 2011).

Tabel 5.1 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel.

Broedvogels		
roerdomp (behoud 5p)	blauwe kiekendief (behoud 20p)	dwergstern (verbeter tot 40p)
lepelaar (behoud 120p)	kluut (behoud 120p)	velduil (verbeter tot 20p)
eider (behoud 110p)	bontbekplevier (verbeter tot 20p)	roodborsttapuit (behoud 40p)
bruine kiekendief (behoud 30p)	kleine mantelmeeuw (behoud 14.000p)	tapuit (verbeter tot 100p)

Noordzeekustzone

Ten oosten van windenergiegebied Hollandse Kust (west) ligt het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. In dit gebied zijn 3 vogelsoorten aangewezen als broedvogel en 17 soorten als niet-broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 5.4). Van deze soorten kunnen zwarte zee-eenden en dwergmeeuwen op trek lange verplaatsingen van en naar het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone maken. Zwarte zee-eenden hebben echter geen binding met bepaalde open zeegebieden in de buurt van Hollandse Kust (west), waardoor valt uit te sluiten dat ze tijdens deze vluchten kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) zullen doorkruisen. Voor dwergmeeuwen is een niet-kwantitatieve behouddoelstelling geformuleerd. De huidige aantallen dwergmeeuwen zijn in de Noordzeekustzone van internationale betekenis (Fijn *et al.* 2016a) en voor deze soort is het één van de belangrijkste doortrekgebieden van Nederland.

Tabel 5.4 Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Noordzeekustzone.

Broedvogels		
bontbekplevier (behoud 20p)	strandplevier (verbeter tot 30p)	dwergstern (verbeter tot 20p)
Niet-broedvogels		
roodkeelduiker (behoud)	zwarte zee-eend (51.900)	bonte strandloper (7.400)
parelduiker (behoud)	scholekster (3.300)	rosse grutto (1.800)
aalscholver (1.900)	kluut (120)	wulp (640)
bergeend (520)	bontbekplevier (510)	steenloper (160)
topper (behoud)	zilverplevier (3.200)	dwergmeeuw (behoud)
eider (26.200)	drieteenstrandloper (2.000)	

Friese Front

Het Friese Front is volgens het aanwijsbesluit aangewezen voor zeekoet met als instandhoudingsdoelstelling behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Door Jak et al. (2009) is de suggestie van gemiddeld 20.000 individuen in juli/augustus gedaan als instandhoudingsdoelstelling. Een worst case benadering is de aanname dat er mogelijk sprake is van externe werking en dat de gehele sterfte als gevolg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) moet worden toegeschreven aan dit Natura 2000-gebied. In de effectbeoordeling is ook uitgegaan van een instandhoudingsdoel van 20.000 individuen, echter dit aantal is geen formele doelstelling.

Bruine Bank

Het voorgestelde Natura 2000-gebied Bruine Bank ligt tientallen kilometers van het windenergiegebied Hollandse Kust (west). Omdat deze afstand groter is dan de vermijdingsafstand van dieren van windparken, is directe verstoring in het gebied Bruine Bank op voorhand uit te sluiten. De kans dat sterfte als gevolg van een windpark in dit windenergiegebied invloed heeft op soorten vogels op de Bruine Bank is groter dan bijvoorbeeld voor het Friese Front. Een aanwijsbesluit en instandhoudingsdoelstellingen zijn voor dit gebied nog niet geformuleerd, maar door Bos & van Bemmelen (2012) is dit gebied wel aangemerkt als een deel van de Nederlandse Noordzee met uitzonderlijke vogelwaarden van de soorten alk en zeekoet. Sterfte in windenergiegebied Hollandse Kust (west) kan potentieel middels externe werking effecten hebben op vogels in dit gebied. Op dit moment zijn echter verder geen uitspraken hierover te doen, aangezien instandhoudingsdoelen ontbreken. In de voorliggende PB wordt daarom de beoordeling gebaseerd op de vraag welk deel van de PBR de sterfte door kavel VI en in cumulatie vormt, en of in dat kader significante effecten kunnen optreden.

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 Hollandse Kust (west) zijn bruinvis en gewone en grijze zeehond (zie paragraaf 4.5.2). In bijlage 5 van het MER is achtergrondinformatie opgenomen over verspreiding van en aantallen bruinvis en zeehonden. De nu volgende paragrafen behandelen de hoofdlijnen uit deze

bijlage, voor zover die van belang zijn voor het begrip van effecten op populaties van deze soorten. Tabel 5.5 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 en Westerschelde & Saefthinghe concrete instandhoudings-doelstellingen opgenomen, namelijk een verbetering van de kwaliteit van het leefgebied (toename rustige plaatsen) voor een regionale populatie van 200 exemplaren. 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 matig ongunstige staat van instandhouding. 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'.

Tabel 5.5 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	matig ongunstig, streefbeeld van 25.000 exemplaren in Nederlandse wateren nog niet gehaald
	Vlakte van de Raan	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	matig ongunstig, streefbeeld van 25.000 exemplaren in Nederlandse wateren nog niet gehaald
Gewone zeehond	Waddenzee	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie	gunstig
	Noordzeekustzone	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie	gunstig
	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	gunstig maar met de kanttekening dat de kleine

Soort	Natura 2000-gebied	Instandhoudingsdoel	Staat van instandhouding
		leefgebied voor uitbreiding populatie ten behoeve van een regionale populatie van ten minste 200 exemplaren in het Deltagebied	populatie in het Deltagebied zichzelf niet in stand kan houden door een te laag geboortecijfer
	Westerschelde & Saeftinghe	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
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

5.2.1 Bruinvis

De bruinvis komt voor in de Atlantische kustzones van Europa, Noordwest-Afrika en Canada, de Pacifische kusten van Canada en Siberië en in de Zwarte Zee. De bruinvis verblijft in zee en in ondiepe kustwateren. Er zijn waarnemingen gedaan in de Oosterschelde (Camphuysen 1994, 2004). In de Noordzee komen momenteel tussen de 267.000 en 465.000 bruinvissen voor (Hammond e.a., 1995; Hammond e.a., 2002). Op Europees niveau zijn drie tellingen internationaal gecoördineerd en uitgevoerd, de zogenaamde SCANS-surveys (Small Cetaceans Abundance in the North Sea). SCANS-II (2005) komt op een aantal bruinvissen van circa 344.000 voor het gehele SCANS survey gebied, in SCANS III is dit aantal toegenomen tot 424.000 bruinvissen. In SCANS II telde het deelgebied de Noordzee een totaal van ongeveer 250.000 exemplaren. In vergelijking met de tellingen in SCANS-1 (1994) waren aantallen in het noorden sterk afgenomen en in de zuidelijke Noordzee (waaronder het Nederlands deel) sterk toegenomen. De populatie waar de bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee deel van uitmaken (management unit South Western North Sea and Eastern Channel) is waarschijnlijk kleiner dan 180.000 dieren (Geelhoed et al., 2011).

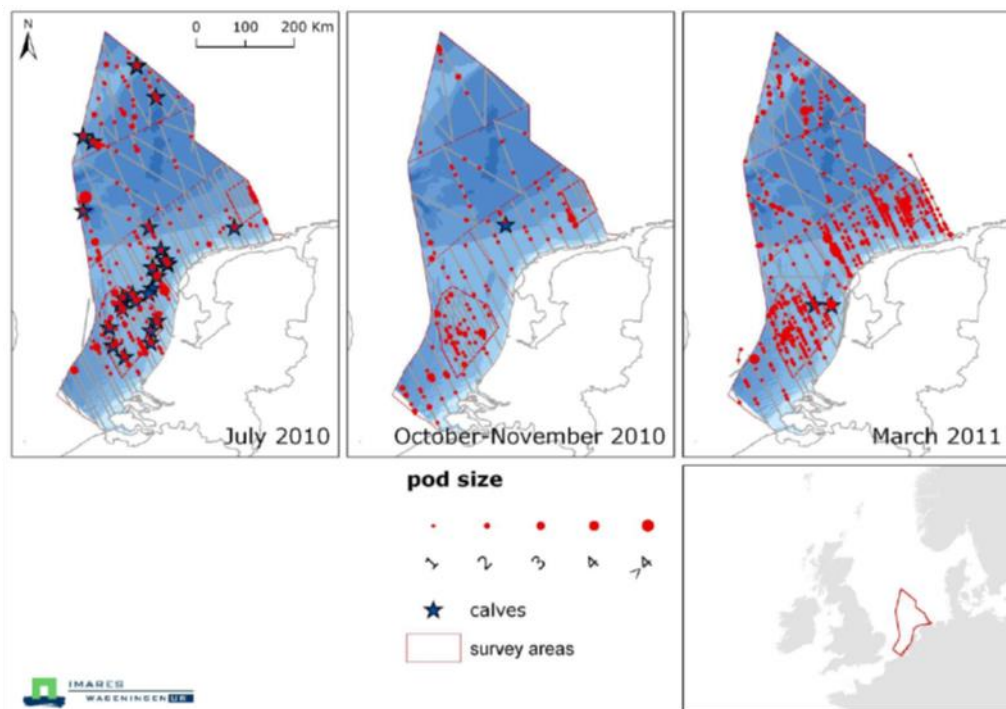
Recente berekeningen op basis van gecorrigeerde vliegtuigtellingen voor het NCP komen uit op circa 0.44 dieren/km² in juli, 0.51 in oktober/november en 1.44 in maart. Deze dichtheden komen overeen met totale aantallen bruinvissen van circa 26.000 in juli (95%-betrouwbaarheidsinterval: 14.000-54.000), circa 30.000 in oktober/november (16.000-59.000) en circa 86.000 in maart (49.000-165.000) in het gehele NCP (Geelhoed e.a., 2011).

Bruinvissen in plangebied kavel VI Hollandse Kust (west)

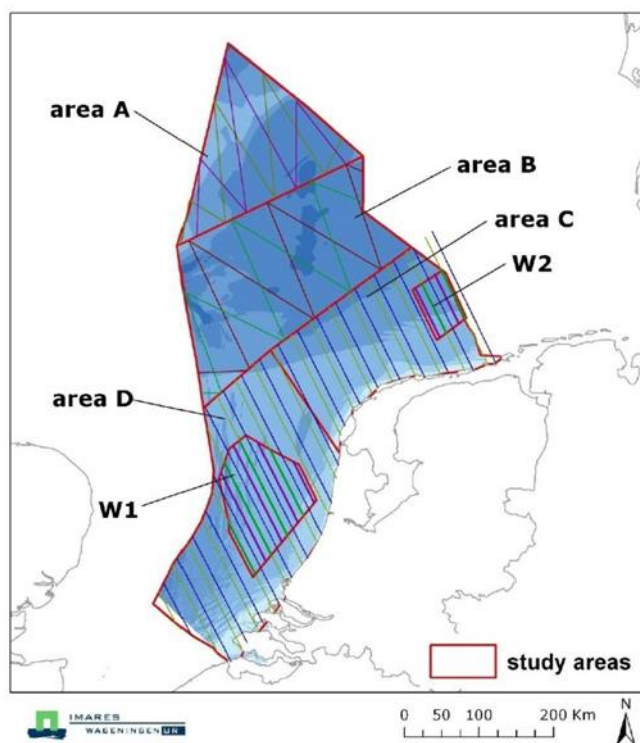
In Geelhoed et al. (2011) worden studies van 2008-2011 met elkaar vergeleken, waarbij op een zelfde manier dichtheden en aantallen zijn bepaald. Daaruit blijkt dat er tussen de jaren verschillen zijn in dichtheden in verschillende gebieden (zie tabel 5.6). In 2011, 2012, 2013, 2015 en 2018 is op het NCP geteld vanuit vliegtuigen (Geelhoed et al, 2018). Vergelijkbare aantallen bruinvissen zijn geteld en de aanwezigheid per deelgebied laat geen consistente trend zien.

Het plangebied ligt in het gebied waar in maart, juli en oktober relatief hoge dichtheden voorkomen. De volgende figuur geeft een overzicht van de waargenomen bruinvissen tijdens de vliegtuigtellingen (figuur 6 uit Geelhoed et al. 2011).

Figuur 5.1 Totale onderzoeksinspanning bij goede of gemiddelde zicht omstandigheden bij tenminste een kant van het vliegtuig (op en naast trackline) met alle waarnemingen van bruinvissen (inclusief navigator waarnemingen). Sterren geven waarnemingen met jongen weer. (uit Geelhoed e.a., 2011)



Figuur 5.2 Deelgebieden bruinvistellingen (Geelhoed, 2011)



Tabel 5.6 geeft een samenvatting van de geschatte dichtheden en aantallen in het deelgebied waarbinnen het plangebied valt. Dit betreft gebied 'D', zoals weergegeven in figuur 5.2. Daarnaast wordt tevens de dichtheid en het aantal dieren voor het gehele NCP weergegeven.

Tabel 5.6 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 en 2018).

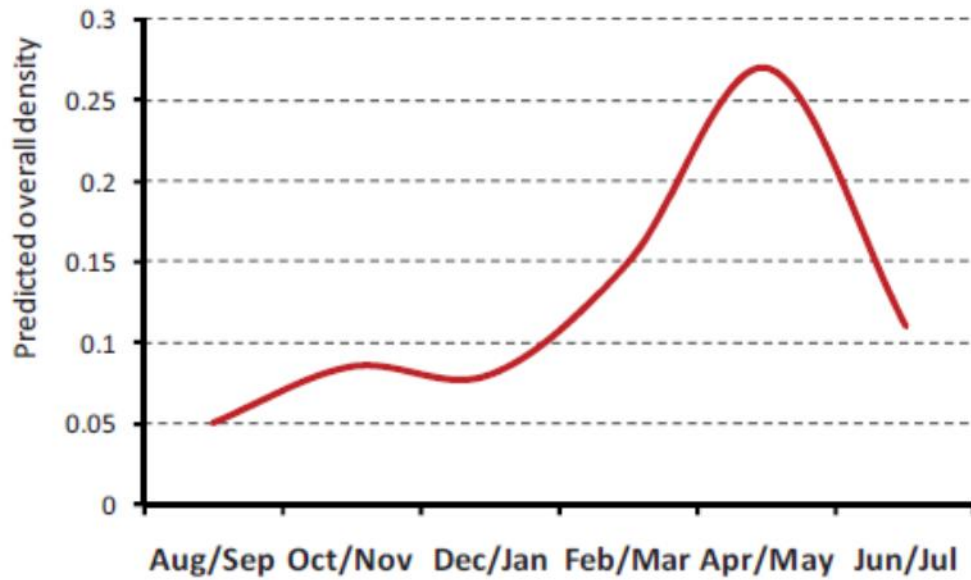
Periode	Dichtheid (aantal dieren/km ²) D (gebied incl. plangebied)	Dichtheid (aantal dieren/km ²) NCP	Aantal dieren D (plangebied)	Aantal dieren NCP
Juli 2010	0,484 (0,208-1,056)	0,438 (0,236-0,903)	10.098 (4341-22024)	25.998 (13.988-53.623)
Okt/nov 2010	0,398 (0,212 - 0,733)	0,505 (0,271-0,994)	8.304 (4.431 – 15.296)	29.963 (16.098-59.011)
Maart 2011	1,174 (0,658 - 2,389)	1,441 (0,803-2,786)	24.501 (13.726 – 49.833)	85.572 (49.324-165.443)
Maart 2012	1,42 (0,77 – 2,91)	1,12 (0,63-2,20)	29.696 (15.992 – 60.810)	66.685 (37.284-130.549)
Maart/apr 2013	1,32 (0,66 – 2,83)	1,07 (0,55-2,17)	27.602 (13.815 – 58.987)	63.408 (32.478-128.588)
Juli 2014	0,90 (0,46 – 1,84)	1,29 (0,73 – 2,60)	18778 (9548 – 38167)	76.773 (43414-154265)
Juli 2015	0,57 (0,41-1,58)	0,70 (0,36-1,34)	11674 (3542 –	41.299 (21194-

			24958)	79256)
Juli 2018	0,54 (0,26 – 1,06)	1,07 (0,58-2,02)	11.176 (5400-22078)	63.514 (34276-119734)

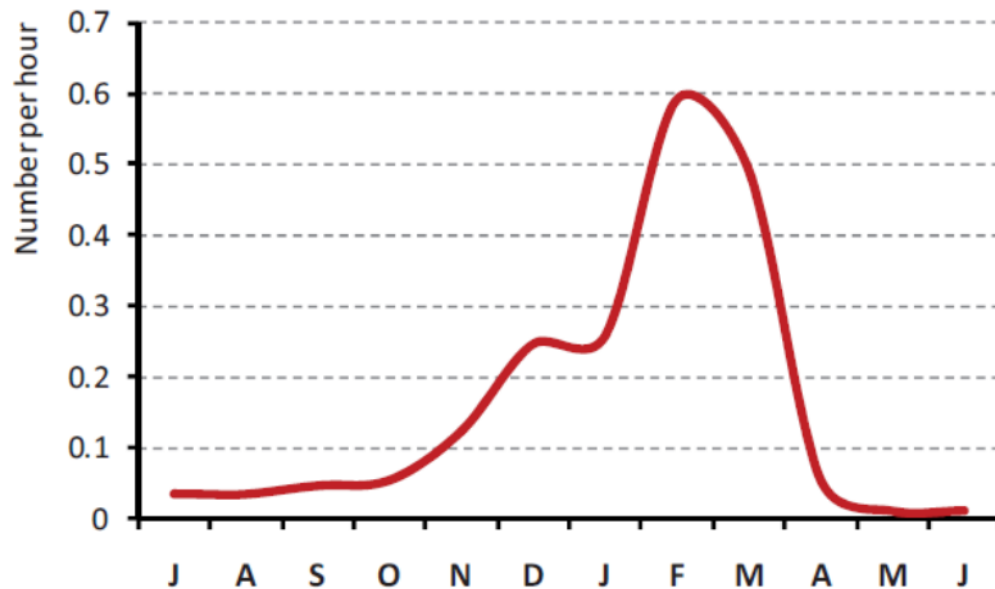
Seizoensvariatie

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 Seasonal pattern in abundance Harbour Porpoises during seabird surveys, 1990-2010; re-drawn from Arts 2010).



Figuur 5.4 Seasonal pattern in numbers of Harbour Porpoises per hour of observation during seawatching (n/h), mainland coast observatories only (Scheveningen – Huisduinen, 1990-2010; from 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) 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 2010 en 2011 zijn 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). In juli komen de gemiddelde dichtheden uit op circa 0.44 dieren/km² in juli, 0.51 in oktober/november en 1.44 in maart. Deze dichtheden komen overeen met totale aantallen bruinvissen van circa 26.000 (95%- betrouwbaarheidsinterval: 14.000-54.000 in juli), circa 30.000 (16.000-59.000) in oktober/ november en circa 86.000(49.000-165.000) in maart in het gehele NCP. Het NCP herbergt minimaal minstens 14% (juli) en maximaal tenminste 48% (maart) van de populatie waartoe de Nederlandse dieren behoren (Geelhoed e.a., 2011).

In maart 2011 werden in grote delen van het NCP hoge dichtheden gevonden, behalve bij Zeeland en de nabije kustzone van Noord- en Zuid-Holland. In juli werden hoge dichtheden gevonden rond de Bruine Bank, Botney Cut/Doggersbank en de Borkumse stenen. In oktober zijn de bruinvissen gelijkmatiger verspreid (Geelhoed et al. 2011).

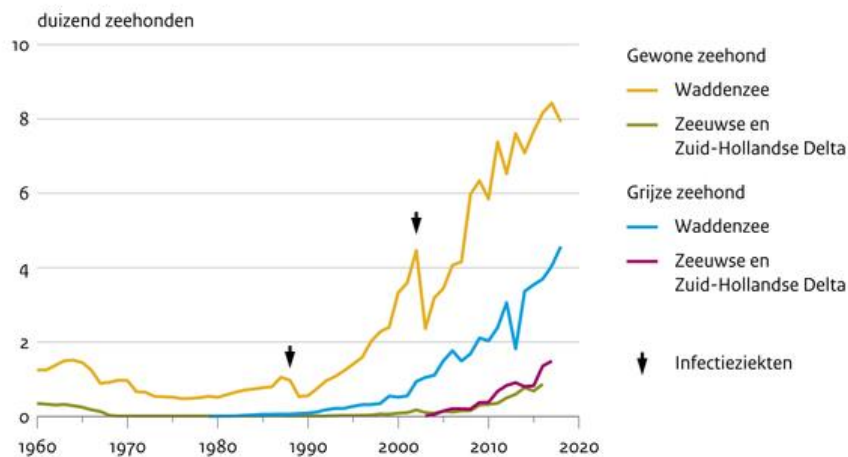
5.2.1 Zeehonden

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 5.5 geeft de aantallen zeehonden weer in de Waddenzee en de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta.

Figuur 5.5 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).

Aantal zeehonden



Bron: Wageningen Marine Research; Delta Projectmanagement in opdracht van RWS/Provincie Zeeland

WUR/feb19
www.clo.nl/nh23116

Het Waddengebied is het belangrijkste gebied voor gewone en grijze zeehonden in Nederland. Grijze zeehonden waren voor 1980 vrijwel afwezig in Nederland. Sindsdien is het gebied opnieuw gekoloniseerd en aantallen zijn toegenomen. In 2011 zijn er met vliegtuigtellingen 2388 geteld. Vliegtuigtellingen van gewone zeehonden geven aantallen van 2300 dieren net na de virusuitbraak in 2002, tot 6.800 in 2012 (Galatius et al., 2012).

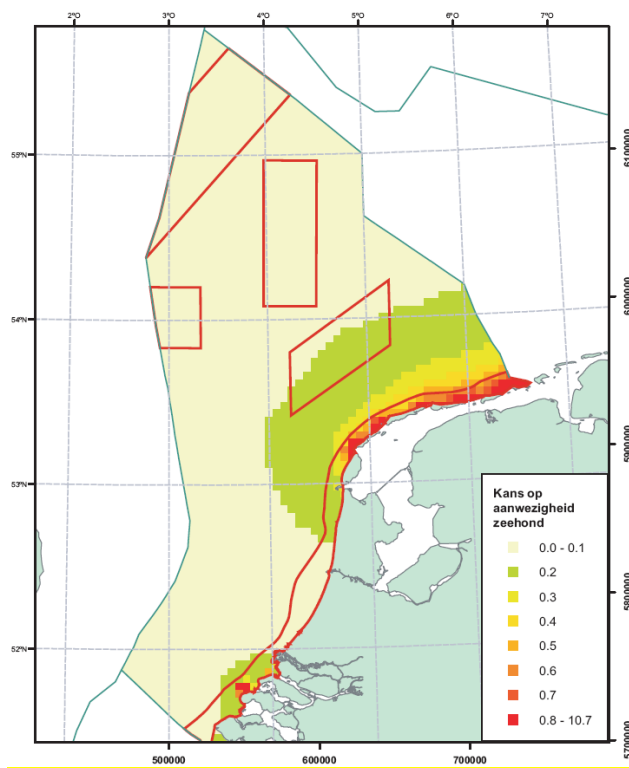
Historisch gezien was het Deltagebied ook een belangrijk gebied voor zeehonden. Ongeveer één derde van alle gewone zeehonden kwamen daar voor. Echter, na eeuwen van intensieve jacht waren ze er vrijwel verdwenen. Vrij recent zijn aantallen zeehonden in het Deltagebied weer toegenomen. Vergeleken met de aantallen in het Waddengebied zijn de aantallen een stuk lager; rond de 250 gewone zeehonden in 2011 en 677 grijze zeehonden in 2011 (Haelters et al., 2012b). In het Deltagebied worden slechts zeer weinig pups geboren. Daarnaast is de mortaliteit er hoog. De groei van de populaties is te verklaren door import vanuit andere gebieden, zoals het Waddengebied of Engelse kolonies.

Gewone zeehond

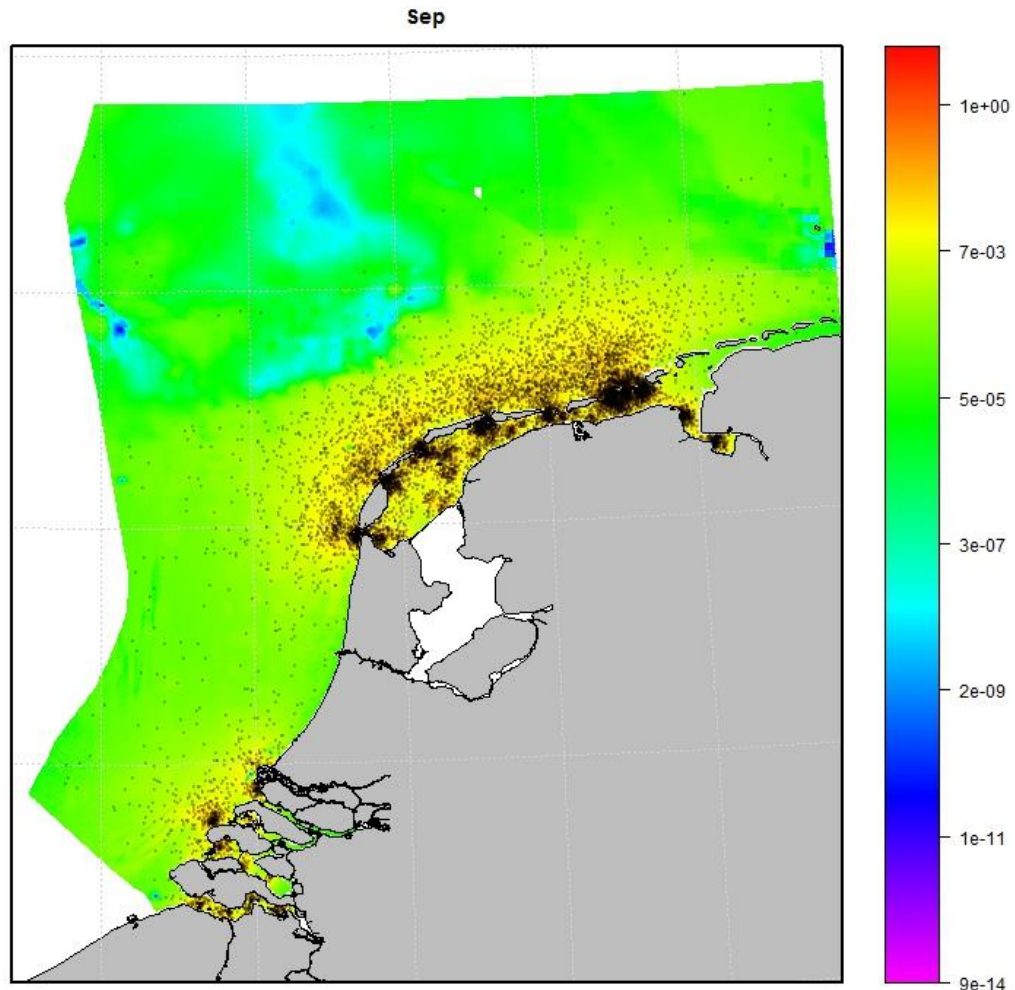
De gewone zeehond brengt de meeste tijd door in zee, om te foerageren, te paren, te migreren en soms zelfs om te slapen. Hij leeft vooral van aan de bodem gebonden vissen, waaronder veel soorten platvis. Om jongen te werpen (mei-juli), om te verharen (zomer) en om te rusten gebruikt het dier droogvallende platen. In de jaren '90 zijn er satellietzenders ontwikkeld die

klein genoeg zijn om ook voor onderzoek aan de gewone zeehond te gebruiken. In Brasseur et al. (2004) 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. In Lindeboom et al. (2005) werd een eerste verspreidingsmodel toegelicht, zoals opgesteld met behulp van de gegevens uit Brasseur et al. (2004; zie figuur 5.6 afkomstig uit Lindeboom et al. 2005). Hieruit blijkt dat de potentiële habitat van de gewone zeehond het gehele Nederlands Continentaal Plat bestrijkt, maar omdat de dieren samenkomen op de zandbanken in de Waddenzee en het Deltagebied, is de waarschijnlijke concentratie zeehonden in die kustgebieden hoog en op open zee ver hier vandaan veel lager. Figuur 7.12 geeft een recentere versie van een model dat gebaseerd is op gebiedskenmerken en zenderdata (Aarts, 2016). 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 5.6 Berekende kans op aanwezigheid van zeehonden, gebaseerd op zwemgedrag van 7 gezenderde zeehonden (Lindeboom et al, 2005).



Figuur 5.7 Gemodelleerde voorspelling van zeehondendichtheid op basis van verschillende omgevingskenmerken in combinatie met zenderdata voor de maand september (Aarts, 2016).



Vooraf 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

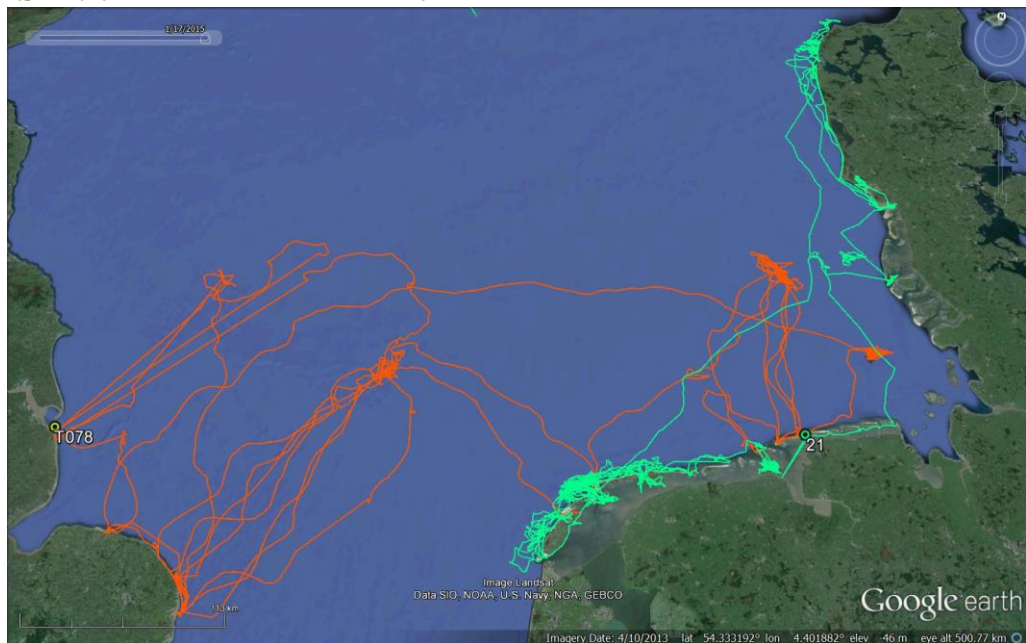
De dieren maken regelmatig gebruik van droogvallende platen. Meestal verblijven ze echter in de kustzee waar ze foerageren op vis. Op grond van analyse van uitwerpselen is gevonden dat grijze zeehonden in de kustzone met name verschillende demersale vissoorten eten, met name tong in de lente en bot in de herfst (Brasseur et al. 2008).

Voor de voortplanting (november-februari) en verharing (maart-april) is het dier afhankelijk van permanent droogliggende platen, stranden en duinen. De jongen kunnen na de geboorte niet

meteen zwemmen. Grijs zeehonden worden vooral in de zomer (juli-augustus) en winter (december-februari) langs de kust gezien.

Ook aan grijze zeehonden is onderzoek uitgevoerd met zenders. Tussen 2005 en 2008 zijn in totaal 29 grijze zeehonden voorzien van een zender. Deze gegevens laten zien dat grijze zeehonden in de hele Nederlandse kustzone voorkomen, maar ook heel lange afstanden kunnen afleggen.

Figuur 5.8 Voorbeeld van een zwemroute van een grijze zeehond (rood) en een gewone zeehond (groen). (www.wur.nl, d.d. 29 maart 2016).



6 EFFECTANALYSE

6.1 Vogels

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 VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het gaat hierbij om in totaal 24 soorten.

Binnen het traject voor de beoordeling van effecten van windparken in kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (west) wordt als leidraad aangehouden dat het “... te ver zou voeren om de (gecumuleerde) effecten van de berekende extra sterfte aan aanvaringsslachtoffers 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). Dit is ook zo aangepakt bij de kavels in windenergiegebied Borssele en Hollandse Kust (zuid) en in zoverre anders dat in eerdere PB's voor offshore windparken van ronde 2 wel naar de cumulatieve instandhoudingsdoelen van de potentiële Natura 2000-populatie werd gekeken. Echter deze visie is achterhaald.

Tijdens overleggen in 2014 tussen experts van Pondera Consult, Rijkswaterstaat Zee en Delta en Bureau Waardenburg is besloten om in voorkomende gevallen te kijken naar de verhouding tussen aantallen aanvaringsslachtoffers en de soortspecifieke PBR, in lijn met de methodiek zoals gevolgd binnen het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat, 2015). Indien de aantallen slachtoffers door een windpark in kavel VI en in cumulatie (Leopold et al. 2015) niet meer bedragen dan de PBR van een soort dan worden deze verder niet behandeld in deze beoordeling.

6.1.1 Niet-broedvogels

Uit het MER en hoofdstuk 4 van voorliggende PB blijkt dat:

“Effecten als gevolg van aanvaringen en habitatverlies op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden, die buiten het broedseizoen gebruik maken van kavel VI, zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.”

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

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 VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het gaat hierbij om in totaal 24 soorten.

Lokale vogelsoorten die in windenergiegebied Hollandse Kust (west) voorkomen, en die beschermd zijn binnen de kaders van de Wnb in Nederland als niet-broedvogel zijn enkele

soorten zeevogels (zoals zeekoet, alk, dwergmeeuw) en kustvogels (zoals roodkeelduiker en aalscholver).

Tabel 6.1 Maximale sterfte als gevolg van aanvaringen en habitatverlies door kavel VI onder soorten zeevogels, kustvogels en landvogels die in Nederland bescherming genieten via de Wnb als niet-broedvogel. PBR getallen zijn gebaseerd op de internationale scenario's van het KEC (Rijkswaterstaat 2015; 2019).

	Maximale sterfte als gevolg van:		gevoelig voor habitatverlies (1 = ja, 0 = nee)	PBR	Significant?
	Aanvaringen	Habitatverlies			
<i>zee- en kustvogels</i>					
eider	0	0	1	22.082	nee [§]
zwarte zee-eend	0	0	1	27.730	nee
roodkeelduiker	0	0	1	1.378	nee
parelduiker	0	0	1	179	nee
aalscholver	0	0	0	4.919	nee
dwergmeeuw	1	1	0	3.971	nee [§]
zeekoet	0	28 [^]	1	316.125	nee [§]
alk*	0	7	1	11.848	nee [§]
<i>landvogels</i>					
kleine zwaan*	1	n.v.t.	n.v.t.	73	nee ⁺
bergeend [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	3.856	nee [§]
topper [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	4.392	nee [§]
scholekster [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee [§]
kluut [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	1000'en	nee [§]
bontbekplevier [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	100'en	nee [§]
zilverplevier [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	4.337	nee [§]
drieteenstrandloper [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	1.770	nee [§]
bonte strandloper [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	59.643	nee [§]
rosse grutto [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	6.737	nee [§]
wulp [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	783	nee [§]
steenloper [#]	5	n.v.t.	n.v.t.	3.322	nee [§]

* Alk heeft nog geen instandhoudingsdoelstellingen in Natura 2000-gebieden in Nederland, maar men is voornemens om Bruine Bank aan te wijzen voor deze soort.

Voor soorten waarvoor op individueel niveau geen aantallen slachtoffers kunnen worden berekend (ganzen & zwanen, (zee-)eenden (exclusief zwarte zee-eend), reigers, roofvogels en uilen, steltlopers en zangvogels, is als worst case scenario de volledige sterfte van een groep aan die soort toegekend

[^] Bij zeekoet en alk worden bij de aantallen slachtoffers als gevolg van habitatverlies ook de slachtoffers van ongedetermineerde alk/zeekoet meegenomen.

[§] Geen effecten te verwachten doordat het aantal slachtoffers (zeer) ruim onder PBR ligt.

⁺ Op voorhand niet uit te sluiten, nadere onderbouwing is vereist.

[❖] Op basis van berekeningen door Gyimesi *et al.* (2017). Kleine zwaan is overigens niet aangewezen voor gebieden die in deze PB zijn behandeld, maar omwille van het advies van de Commissie voor de m.e.r. wel ter volledigheid in deze tabel opgenomen.

Uit tabel 6.1 blijkt dat in de categorie 'zeevogels' slachtoffers vallen onder zeekoeten (28 door habitatverlies), alken (7 door habitatverlies) en dwergmeeuwen (1 door aanvaringen en 1 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. Eerder onderzoek geeft geen eenduidig antwoord over het optreden van habitatverlies onder dwergmeeuwen en voor de zekerheid wordt deze soort ook meegenomen. Behalve voor de zwarte zee-eend (51.900 vogels in de Noordzeekustzone), zijn voor geen van de soorten met slachtoffers voor de gebieden waarbinnen ze zijn aangewezen kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd. Hierdoor is het niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie. Onder zwarte zee-eenden worden er geen slachtoffers verwacht in kavel VI en daarmee kan een significant effect in het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone uitgesloten worden.

Bij de andere soorten (alk, zeekoet en dwergmeeuw) is er sprake van een toename van de Nederlandse populatie (Arts 2015). Op grond hiervan en de verwachte aantallen slachtoffers in kavel VI onder deze soorten is niet te verwachten dat het aantal slachtoffers een significant effect op de behouddoelstellingen van de Natura 2000-gebieden zal hebben. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding deze aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR. In de categorie 'zee- en kustvogels' overschrijden voor geen van deze soorten de aantallen slachtoffers, zowel van een windpark in kavel VI alleen als in cumulatie (Leopold *et al.* 2015), de PBR en daarom is de kans op significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden uit te sluiten (tabel 6.1).

Landvogels die als niet-broedvogel beschermd zijn in Natura 2000-gebieden kunnen kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) uitsluitend tijdens hun seizoenstrek bereiken en worden apart in §6.1.3 besproken.

6.1.2 Broedvogels (kolonievogels)

Duinen en Lage Land Texel

De maximale aantallen slachtoffers in kavel VI onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel betreffen 4 slachtoffers per jaar bij Alternatief 1 en 3 slachtoffers per jaar bij Alternatief 2. Deze slachtofferaantallen betekenen 0,13% van de natuurlijk mortaliteit van kleine mantelmeeuwen in de kolonie van Duinen en Lage Land Texel bij Alternatief 1 en 0,09% bij Alternatief 2. Dit betekent dat de jaarlijkse additionele sterfte bij beide alternatieven ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm ligt. Bovendien ligt de populatie in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel boven het instandhoudingsdoel, waardoor een additionele mortaliteit boven de 1%-mortaliteitsnorm niet automatisch zou betekenen dat er significant negatieve effecten zijn op de daar broedende populatie. Dit is ook geïllustreerd door Lensink & van Horssen (2012) in een populatiemodel voor de kleine mantelmeeuw, waarmee het effect van additionele sterfte ten gevolge van aanvaringen met windturbines op zee op de Nederlandse (broed)populatie(s) van de kleine mantelmeeuw is onderzocht. De uitkomsten uit dit model laten zien dat een jaarlijkse additionele sterfte die aanzienlijk hoger ligt dan de 1%-mortaliteitsnorm, leidt tot slechts een zeer beperkte afname in de populatiegrootte en niet tot een blijvend dalende trend. Voor de kleine mantelmeeuw lijkt een aandeel floaters in de populatie van 40% realistisch (Lensink & van Horssen 2012). Dit betekent dat bij een additionele sterfte die ruim 10% van de jaarlijkse

natuurlijke sterfte bedraagt de broedpopulatie van de kleine mantelmeeuwen stabiliseert op een niveau dat minder dan 3% lager ligt dan het uitgangsniveau. Significant negatieve effecten van kavel VI op de broedpopulatie van kleine mantelmeeuwen in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn daarom uit te sluiten.

6.1.3 Trekvogels

Uit het MER en hoofdstuk 4 van voorliggende PB blijkt dat:

“Effecten op enkele soorten vogels op seizoenstrek uit Natura 2000-gebieden, die tijdens de trek door kavel VI vliegen, als gevolg van aanvaringen zijn niet uit te sluiten. Significante effecten zijn wel uit te sluiten.”

Onderstaand wordt deze stelling nader onderbouwd.

Uit §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’. In de categorie ‘landvogels’ vallen mogelijk slachtoffers onder kleine zwaan (37 in totaal voor alle ganzen en zwanen door aanvaringen), lepelaar (7 in totaal voor alle reigerachtigen door aanvaringen), bergeend en topper (5 in totaal voor alle eenden door aanvaringen) en scholekster, kluut, bontbekplevier, zilverplevier, drieteenstrandloper, bonte strandloper, rosse grutto, wulp en steenloper (5 in totaal voor alle steltlopers door aanvaringen).

Voor alle eendensoorten, reigerachtigen en steltlopersoorten is door de (zeer) grote populatiegroottes van de individuele soorten en ook de hoge aantallen die zijn geformuleerd als instandhoudingsdoel-stellingen in Nederlandse Natura 2000-gebieden op voorhand te zeggen dat respectievelijk maximaal 7, 5 of 7 slachtoffers onder eendensoorten, reigerachtigen en steltlopersoorten nooit een significant effect zal genereren binnen de kaders van de Wnb. De aantallen slachtoffers voor deze soorten vormen ook geen substantieel deel van de PBR en daarmee is ook de kans op significant negatieve effecten op Natura 2000-gebieden uit te sluiten.

Voor ganzen en zwanen ligt dit iets anders. In totaal vallen binnen deze groep 37 slachtoffers waaronder van de Natura 2000-soort kleine zwaan. Als uitgegaan wordt van de worst case, en deze 37 slachtoffers zouden dus allemaal kleine zwanen zijn, dan vormen die 37 een groot deel van de PBR van 73 dieren voor de kleine zwanen populatie. Echter bij de berekeningen van aantallen aanvaringslachtoffers bij trekvogels is uitgegaan van een conservatieve benadering (o.a. 50% van de flux op rotorhoogte). Voor de kleine zwaan zijn recentelijk nieuwe berekeningen gedaan op basis van in Engeland gezenderde vogels die de Noordzee overstaken tijdens hun trektocht (Gyimesi *et al.* 2017). Uit deze analyse blijkt dat minder kleine zwanen op rotorhoogte vliegen (vooral boven de zee) en daardoor is hun kans op aanvaring lager dan voorheen aangenomen. Op basis van deze berekeningen zou in kavel VI 1 kleine zwaan slachtoffer worden als gevolg van aanvaringen met een windturbine. Daarnaast zal de fractie kleine zwanen boven kavel VI ten opzichte van de aantallen andere ganzen en zwanen laag zijn en ook niet allemaal afkomstig van Natura 2000-gebieden, waardoor uitgesloten is dat alle 37 slachtoffers (onder ganzen en zwanen) ook daadwerkelijk kleine zwanen zullen zijn. Dit

alles rechtvaardigt de uitspraak dat significante effecten op kleine zwanen als gevolg van een windpark in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn uit te sluiten.

6.2 Zeezoogdieren

6.2.1 Inleiding

De activiteiten gerelateerd aan de aanleg, het gebruik en de verwijdering van het windpark kunnen effecten hebben op zeezoogdieren. 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 het verhoogde geluidsniveau tijdelijk (TTS - temporary threshold shift) of permanent (PTS - permanent threshold shift) minder goed kunnen horen. Op grond van de resultaten van eerdere (ronde 2) windparken uitgevoerde berekeningen is geconcludeerd dat effecten op het gedrag maatgevend zijn voor mogelijke effecten op populaties. Het gebied waarin bruinvissen en zeehonden TTS en PTS kunnen oplopen is veel kleiner dan het gebied waarbinnen gedragseffecten kunnen optreden.

Wel is het van belang het mogelijk optreden van PTS onder worst-case omstandigheden in beeld te brengen. PTS effecten kunnen namelijk direct doorwerken naar de populatie, omdat niet is uit te sluiten dat dieren met PTS dermate in hun normale functioneren worden gehinderd dat zij voortijdig zullen sterven. Voor het bepalen van de mogelijke cumulatieve effecten van het heien van een gehele fundering op het gehoor van bruinvissen en zeehonden (PTS) zijn geen berekeningen uitgevoerd. Er wordt beredeneerd dat PTS door het toepassen van de geluidnorm en een 'slow start', eventueel in combinatie met ADD's, niet zal optreden

Drempelwaarden en beïnvloed gebied

De drempelwaarden voor het optreden van een gedragsrespons (mijding/verstoring) en PTS zijn zo veel mogelijk afgeleid uit recente 'peer-reviewed' literatuur. Tabel 6.2 geeft een overzicht van de criteria die bij het bepalen van de effecten op bruinvissen en zeehonden van belang zijn met de bijbehorende waarden.

Tabel 6.2 Drempelwaarden voor optreden gedragsrespons per soort.

Soort	Type effect	Waarde	Bron
Bruinvis	Gedragsrespons*	$SEL_1 > 140\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Heinis & de Jong, (2015)
	PTS-onset	$SEL_{\text{CUM}} > 179\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	TTS-onset uit Lucke et al. 2009) + 15dB
Zeehond	Gedragsrespons*	$SEL_{1,w} > 145\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	SEAMARCO (2011)
	PTS-onset	$SEL_{\text{CUM},w} > 186\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$	Southall et al. (2007)

* Gedrag met een score van 5 of hoger op de gedragsrespons-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).

Effecten per individu

De effecten van heigeluid op het gedrag zijn berekend aan de hand van de met AQUARIUS gegenereerde onderwatergeluidkaarten (zie bijlage 5 en 6 bij het MER kavel VI), waarin de verdeling van de ruimtelijke geluidsmissies als gevolg van een enkele heiklap is weergegeven (SEL_{SS}). Bij het berekenen van het aantal door heigeluid beïnvloede dieren is ervan uitgegaan dat dit alle dieren betreft die aanwezig zijn binnen de contour waar de drempelwaarde voor verstoring wordt overschreden (*worst case*). Daarnaast is ervan uitgegaan dat de verstoring voor alle dieren die zich bij aanvang van de geluidproductie binnen deze contour bevinden even lang duurt. Dit betekent dus dat een dier dat zich bij de start van het heien dichtbij de geluidsbron bevindt net zo lang verstoord blijft als een dier dat zich veel verder bevindt.

Voor bruinvissen is het aantal door heigeluid verstoorde dieren berekend door het verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met de gemiddelde bruinvisdichtheid voor de tijd van het jaar waarin de verstoring plaatsvindt. Bij de berekening is uitgegaan van de resultaten van vliegtuigtellingen die zijn gerapporteerd door Geelhoed e.a. (2018). Daarbij is voor de dichtheid in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) uitgegaan van de geschatte gemiddelde dichtheid in deelgebied D (zie figuur 5.2). Deze bedragen respectievelijk 0,721 individuen per km^2 voor de periode januari – mei, 0,698 individuen per km^2 voor de periode juni – augustus en 0,444 voor de periode september – december. Rond de schattingen ligt een bandbreedte van $\pm 50\%$ rond het gemiddelde. Volgens Geelhoed et al. (2011) geven de schattingen een realistisch beeld van de (variatie) in dichtheden van bruinvissen in laatste jaren.

Voor het schatten van het aantal, bij aanvang van de hei-activiteit verstoorde zeehonden op het NCP is uitgegaan van de kaarten van Aarts e.a. (2016) waarin voor elke maand, met uitzondering van de maand augustus² de dichtheid van de Nederlandse gewone zeehonden is gemodelleerd.

Effecten op populatieniveau

Voor de bepaling van de effecten van heigeluid op de populaties van zeezoogdieren is voor de windparken van de routekaart 2030, waaronder die binnen het windenergiegebied Hollandse Kust (west) uitgegaan van de aanpak die in het kader van het KEC is ontwikkeld (Heinis e.a. 2015) en in 2019 is geüpdated (Heinis e.a. 2019). Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag daarvoor maatgevend zijn, aangezien tijdens de aanleg van windpark moet worden voldaan aan de voorschriften die in het KEC zijn opgesteld (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices). Hiermee wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

Voor de berekeningen die in het kader van het KEC 3.0 zijn uitgevoerd en die als uitgangspunt zijn genomen voor dit MER, is een beta-versie van iPCoD 5.0 gebruikt. Voor het KEC 3.0 zijn verschillende scenario's voor de ontwikkeling van wind op zee doorgerekend. De uitkomsten laten zien dat er een verband bestaat tussen het aantal bruinvisverstoringdagen en de reductie van de bruinvispopulatie op de Noordzee (Heinis e.a. 2019). De volgende benaderingsformule

² In juli-augustus verharen de zeehonden en vallen de zenders af, waardoor er voor de maand augustus geen zenderdata zijn. Overigens is de dichtheid van zeehonden op zee in deze maanden relatief laag, juist vanwege het feit dat dan de verharingsperiode is en de dieren een langere tijd op de ligplaatsten doorbrengen..

geeft het verband weer als van een 95% zekerheid wordt uitgegaan (= 5% kans dat de berekende populatiereductie groter is):

$$\text{Populatiereductie} = 1,06 \times 10^{-4} \times \text{bvvd}^{1,17}$$

De populatiereductie is daarbij uitgedrukt in het aantal individuen en bvvd staat voor het aantal bruinvisverstoringsdagen³.

Het totale aantal bruinvisverstoringsdagen is berekend door het aantal mogelijk verstoorde dieren per dag te vermenigvuldigen met het aantal verstoringsdagen. In het iPCoD model versie 5.0 wordt ervan uitgegaan dat elke (impuls)dag waarop wordt geheid (ongeacht de heiduur) bij alle bruinvissen die zich binnen de verstoringscontour bevinden tot een 6 uur durende verstoring leidt. Het aantal mogelijk verstoorde bruinvissen per dag wordt berekend door het berekende verstoringsoppervlak te vermenigvuldigen met een schatting van de dichtheid van de onverstoorde populatie rond het berekende verstoringsoppervlak. Voor de meest actuele dichtheidsschatting van bruinvissen is gebruik gemaakt van de door Geelhoed e.a. (2011, 2014, 2015, 2018) gerapporteerde resultaten van vliegtuigtellingen.

Voor zeehonden zijn eventuele cumulatieve effecten van impulsief geluid op de populatie nog niet gekwantificeerd. De focus van het onderzoek is op de bruinvis gelegd, omdat werd ingeschat dat de kans dat de populatie van deze soort cumulatieve effecten van impulsief geluid ondervindt groter is dan de kans dat dat bij zeehonden gebeurt. Bruinvissen reageren namelijk gevoeliger op geluid én hebben een grotere kans aan impulsief geluid te worden blootgesteld dan zeehonden. Op de locaties waar de activiteiten voor de aanleg van de windparken van de routekaart 2030 zijn gepland is de relatieve dichtheid van bruinvissen namelijk veel groter dan die van de twee, vooral in kustwateren voorkomende zeehondensoorten.

³ Het feit dat de relatie niet lineair is, heeft ook implicaties voor het schatten van cumulatieve effecten van verstoring door de aanleg van windparken op zee. Het betekent dat de cumulatieve populatiereductie als gevolg van de constructie van meerdere windparken niet kan worden berekend door de rekenresultaten voor afzonderlijke parken bij elkaar op te tellen. De cumulatieve effecten worden dan namelijk onderschat.

De motivatie om in het geval van bruinvissen te kiezen voor het iPCoD model is 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 foerageermogelijkheden op basis van de locatie- en duikdata in principe kunnen worden berekend (e.g. New e. a. 2014, Costa 2012). Een, op de berekening van cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehondenpopulaties toegespitst model waarin van deze gegevens gebruik is gemaakt, is in ontwikkeling (WMR, G. Aarts c.s), maar nu nog niet beschikbaar. Voor zeehonden is daarom uitgegaan van de in 2013 ontwikkelde, op onderdelen iets aangepaste en in eerdere effectbeschrijvingen gebruikte redeneerlijn voor het bepalen van effecten op populaties (zie Heinis e.a. 2015). Bij de berekening van de mogelijke effecten op Gewone zeehonden is gebruik gemaakt van een in 2016 geactualiseerde verspreidingskaart van Aarts (2016).

6.2.2 Bruinvis

Effecten op gedrag van bruinvissen

Bij het KEC 3.0 is in principe van dezelfde ecologische norm uitgegaan als in 2016. Dit betekent dat de met grote zekerheid geschatte populatieafname als gevolg van de constructie van windparken op het NCP tot en met 2030 niet meer dan 5% mag bedragen (en bij voorkeur minder).

Bij het bepalen van de mogelijke doorwerking van effecten van heigeluid op zeezoogdieren is ervan uitgegaan dat de effecten op het gedrag daarvoor maatgevend zijn, aangezien tijdens de aanleg van windpark moet worden voldaan aan de voorschriften die in het KEC zijn opgesteld (toepassen 'slow start' en geluidsnorm, eventueel in combinatie met Acoustic Deterrent Devices). Hiermee wordt voorkomen dat permanente effecten op het gehoor optreden (PTS).

In tabel 6.3 en tabel 6.4 zijn de resultaten van de berekeningen van de gevolgen van veranderingen in het gedrag door heigeluid voor de omvang van de bruinvispopulatie voor alternatief 1 en 2 opgenomen. Het betreft schattingen van de mogelijke gevolgen van heien voor de aanleg van kavel VI in verschillende seizoenen.

Tabel 6.3 Schatting van de maximale gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen van 10 MW) in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor de bruinvispopulatie in verschillende seizoenen.

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – mei	Jun – aug	Sep - dec
	Max	Max	Max
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.062	1.062	1.062
Bruinvissen binnen contour (n)	766	741	472
Dierversoringsdagen	58.193	56.337	35.836
Populatiereductie NCP	40	38	23

Tabel 6.4 Schatting van de maximale gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 2 (47 funderingen van 16 MW) in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor de bruinvispopulatie in verschillende seizoenen.

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – mei	Jun – aug	Sep - dec
	Max	Max	Max
Gem. oppervlak verstoord op NCP (km ²)	1.062	1.062	1.062
Bruinvissen binnen contour (n)	766	741	472
Dierversoringsdagen	35.988	34.840	22.162
Populatiereductie NCP	23	22	13

Uit de resultaten van de berekeningen zoals weergegeven in tabel 6.3 en 6.4 blijkt dat de populatiereductie als gevolg van de aanleg van beide alternatieven in Kavel VI gering is en ver onder de 5% populatiereductie blijft (maximaal 0,08%).

6.2.3 Zeehonden

Effecten op het gedrag van zeehonden

In de berekeningen van TNO van deze geluidverdeling is ervan uitgegaan dat de, in het KEC 3.0 vastgelegde geluidsnorm van $SEL_{SS} = 168$ dB re $1 \mu Pa^2s$ op 750 m wordt toegepast. Uit de berekeningen blijkt dat tijdens het heien in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor zeehonden maximaal 224 km² verstoord gebied kan ontstaan als de genoemde geluidsnorm wordt opgelegd (zie tevens het MER voor kavel VI Hollandse Kust (west)).

De resultaten van de berekening van de effecten van heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen voor windturbines in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in tabel 6.5 en tabel 6.6. In deze tabellen zijn de gevolgen van de beide alternatieven weergegeven in het voorkeursligging van kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 12.416 dieren (Aarts e.a. 2016).

Maximaal gaat het om 11 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (0,09% van de Nederlandse populatie). De effecten zijn het kleinst in de periode mei – juli als de zeehonden vanwege het voortplantingsseizoen voor hun foerageertochten minder ver de zee op gaan (Aarts e.a. 2016).

Tabel 6.5 Schatting van de gevolgen van heien voor de aanleg van alternatief 1 (76 funderingen)

Alternatief 1 (76 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	224	224	224
Zeehonden binnen contour (n)	7 – 11	3 – 4	4 – 5
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,06 – 0,09	0,02 – 0,03	0,03 – 0,04
Dierversoringsdagen	566 – 847	213 – 317	267 – 409
Totaal aantal zeehonden verstoord	9 – 706	3 – 265	4 – 338
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 5,7	0,03 – 2,1	0,04 – 2,7

Tabel 6.6 voor alternatief 2 (47 funderingen)

Alternatief 2 (47 turbines)	Jan – apr	Mei – jul	Sep – dec
Verstoringscontour (km ²)	224	224	224
Zeehonden binnen contour (n)	7 – 13	3 – 5	4 – 6
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,06 – 0,1	0,02 – 0,04	0,03 – 0,05
Dierversoringsdagen	350 – 524	132 – 196	165 – 253
Totaal aantal zeehonden verstoord	9 – 437	3 – 164	4 – 209
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,07 – 3,5	0,03 – 1,3	0,04 – 1,7

Uit de resultaten blijkt dat effecten van het heien met een geluidnorm van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor de aanleg van een windpark in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) op de Nederlandse populatie van gewone 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 verstoringscontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd (zie figuur 6.1);
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

Figuur 6.1 Effectafstanden mogelijke hei-locaties Hollandse Kust (west) en N2000



Voor grijze zeehonden konden geen aparte berekeningen worden gemaakt. De (groeiende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 5.000 in 2016; Ecomare, 2016; Arts e.a. 2014). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen 10 (alternatief 1) of 9 (alternatief 2) grijze zeehonden tijdens het heien worden verdreven. De verwachting is dat de werkelijke aantallen nog lager zullen zijn, omdat buiten 20 km van de kust dichtheden grijze zeehonden zeer laag zijn (lager dan gewone zeehonden) (Aarts e.a. 2013).

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 VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) zijn te relateren aan de verschillende instandhoudingsdoelen in deze gebieden.

Duinen en Lage Land Texel

Kleine mantelmeeuwen zijn als broedvogel aangewezen in het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel met een instandhoudingsdoel van 14.000 paren. Maximaal 4 van deze broedvogels gaat dood tijdens foerageertochten in het broedseizoen als gevolg van aanvaringen en habitatverlies van kavel VI van Hollandse Kust (west). Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn uit te sluiten (zie §6.1.2).

Noordzeekustzone

Voor geen van de soorten waarvoor Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is aangewezen worden grote aantallen slachtoffers verwacht door een windpark in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Voor de dwergmeeuw, een soort waarvan in kavel VI slachtoffers verwacht worden, is er geen kwantitatieve doelstelling voor de Noordzeekustzone geformuleerd. Hierdoor is het voor de dwergmeeuw niet mogelijk de aantallen slachtoffers te toetsen aan de 1%-norm van de natuurlijke sterfte van de Natura 2000-populatie.

In het geval van dwergmeeuw is er sprake van een toename van de Nederlandse doortrekpopulatie (Arts 2015). Op grond hiervan en de geschatte aantallen slachtoffers in kavel VI onder deze soort is niet te verwachten dat een significant effect op de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone zal optreden. Om het effect van het aantal slachtoffers toch kwantitatief te beoordelen, is ervoor gekozen om te kijken in welke verhouding deze aantallen slachtoffers liggen ten opzichte van de PBR. De aantallen slachtoffers overschrijden, zowel van een windpark in kavel VI, als in cumulatie (Leopold et al. 2015), de PBR niet en daarom is de kans op significant negatieve effecten op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone uit te sluiten (tabel 6.1; zie §6.1.1 en §6.1.3).

Friese Front

Het Friese Front is aangewezen voor zeezoeten. Uit tabel 6.1 blijkt dat de totale sterfte zeezoeten in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) bestaat uit 28 individuen. De jaarlijkse adultenoverleving voor deze soort is 0,946 (Harris et al. 2000). Vier scheepstellingen in 2005-2012 wijzen op de aanwezigheid van maximaal ca. 100 000 zeezoeten in het Friese Front gebied (Van Bemmelen et al. 2013). De 1%-norm van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van deze populatie bedraagt daarmee 54 vogels. Als alle zeezoet slachtoffers van Natura 2000-gebied Friese Front afkomstig zouden zijn, zou de berekende additionele sterfte als gevolg van een windpark in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) de 1% norm van jaarlijkse natuurlijke sterfte niet overstijgen. Daarnaast hebben zeezoeten een heel groot verspreidingsgebied (Van Bemmelen et al. 2013) en zullen nooit alle slachtoffers onder zeezoeten in het gebied van kavel VI van het Natura 2000-gebied afkomstig zijn, en daarmee zal het aantal slachtoffers onder zeezoeten afkomstig van Friese Front altijd onder de 1% norm liggen. Significante effecten op de aangewezen populatie in dit Natura 2000-gebied zijn daarmee uit te sluiten (zie §6.1.1).

Bruine Bank

De Bruine Bank is een voorgesteld Natura 2000-gebied vanwege de uitzonderlijke vogelwaarden van de soorten alk en zeezoet, maar een aanwijzingsbesluit en instandhoudingsdoelstellingen zijn voor dit gebied nog niet geformuleerd. Op basis van de PBR voor deze soorten (316.125 vogels voor de zeezoet en 11.848 voor de alk) is de additionele sterfte (respectievelijk 28 en 7 vogels) door kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) alleen of in cumulatie te verwaarlozen, en kunnen significante effecten uitgesloten worden.

6.3.2 Zeezoogdieren

Effecten van de aanleg en exploitatie van windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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.

Waddenzee

In het Natura 2000-gebied Waddenzee gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond (**Error! Reference source not found.**Tabel 6.6 Voor beide soorten betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de grijze zeehond zou dat moeten leiden tot het behoud van de populatie en voor de gewone zeehond tot een uitbreiding van de populatie ten opzichte van de situatie ten tijde van de aanwijzing.

Tabel 6.6 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N200-gebied Waddenzee

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Waddenzee. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 6.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Noordzeekustzone

In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren instandhoudingsdoelstellingen. Deze zijn in **Error! Reference source not found.**tabel 6.7 samengevat.

Tabel 6.7 Instandhoudingsdoelstellingen voor zeezoogdieren in N2000-gebied Noordzeekustzone

Soort	Instandhoudingsdoelstelling
Bruinvis	Behoud omvang en verbetering kwaliteit leefgebied voor behoud populatie
Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie

Gewone zeehond**Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie**

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van zeehonden en bruinvissen die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden.

Uit de berekeningen blijkt dat het door onderwatergeluid verstoorte gebied voor zeehonden bij geen overlap vertoont met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. Er is dus geen sprake van directe externe werking.

Daarnaast neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 6.2.2 gepresenteerde resultaten blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Ook voor bruinvissen overlapt het door heigeluid verstoorte gebied niet met het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone, ondanks dat de verstoringafstand voor bruinvissen ongeveer 10 km groter is dan voor zeehonden (verg. figuur 6.1). Er is daarom voor bruinvissen ook geen sprake is van directe externe werking. Daarnaast neemt de totale omvang van het leef- en foerageergebied af, waardoor een effect op de totale bruinvispopulatie op het NCP kan ontstaan (indirecte externe werking). Er is sprake van indirecte externe werking als significante effecten op de bruinvispopulatie op het NCP niet kunnen worden uitgesloten.

Door de Nederlandse overheid is bepaald dat met grote zekerheid moet kunnen worden vastgesteld dat de bruinvispopulatie door de aanleg van windparken op het NCP vanaf 2016 op minimaal 95% van de toen vastgestelde omvang blijft, d.w.z. 51.000 dieren. Uit de in § 6.2.2. gepresenteerde resultaten blijkt dat er een 5% kans is op een maximale populatiereductie door de aanleg van een windpark in kavel VI van windenergiegebied Hollandse Kust (west) 40 dieren bedraagt, d.w.z. ongeveer 0,08% van de Nederlandse bruinvispopulatie. De conclusie is dat bij de constructie van het windpark volgens beide alternatieven significante effecten op de bruinvispopulatie en daarmee op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone zijn uit te sluiten.

Voordelta

In het Natura 2000-gebied Voordelta gelden instandhoudingsdoelstellingen voor de grijze zeehond en de gewone zeehond. Voor de grijze zeehond betreft het een zogenaamde behoudsdoelstelling (behoud omvang en de kwaliteit van het leefgebied). Voor de gewone zeehond is een verbeterdoelstelling voor de kwaliteit van het leefgebied geformuleerd. Deze heeft betrekking op het zorgen voor meer rust op de droogvallende platen en zou moeten leiden tot een regionale Deltapopulatie van tenminste 200 exemplaren.

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorte gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Voordelta. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten

blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Oosterschelde

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Oosterschelde. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten van de in 6.2.2 gepresenteerde berekeningen blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Vlakte van de Raan

In het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan gelden voor alle 3, in deze notitie besproken soorten zeezoogdieren dezelfde instandhoudingsdoelstellingen als in de Noordzeekustzone (zie tabel 6.7). Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan leiden tot verstoring van bruinvissen en zeehonden die zich binnen een bepaalde afstand van de heilocatie bevinden. Dieren kunnen het gebied mijden waardoor de oppervlakte beschikbaar foerageergebied afneemt.

Het voor gewone en grijze zeehonden verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan (zie Figuur 6.1). Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

Voor bruinvissen overlapt het door geluid verstoorde gebied niet met het Natura 2000-gebied Vlakte van de Raan. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. De totale omvang van het foerageergebied buiten de Vlakte van de Raan neemt echter wel af (indirecte externe werking). Het effect van deze indirecte externe werking op de bruinvispopulatie is reeds beschouwd bij de bespreking van de effecten op het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone en wordt op dezelfde wijze beoordeeld.

Westerschelde & Saeftinghe

Het onderwatergeluid dat tijdens aanleg wordt gegenereerd door het heien van de funderingen kan tot gevolg hebben dat zeehonden de heilocatie tot op een bepaalde afstand mijden. Het verstoorde gebied ligt in zijn geheel buiten het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Er is daarom geen sprake van directe externe werking. Wel neemt de omvang van de totale oppervlakte beschikbaar foerageergebied af (indirecte externe werking). Uit de resultaten blijkt dat er via mogelijke effecten op de populatie ook geen sprake is van indirecte externe werking, omdat deze op grond van de berekeningen van de effecten van heigeluid kunnen worden uitgesloten.

7 STIKSTOFDEPOSITIE

7.1 Inleiding

Bij de aanleg 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, waaronder habitattypen waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn gesteld, negatief beïnvloeden. Derhalve wordt in deze Passende Beoordeling ook ingegaan op het effect van stikstofdepositie als gevolg van de aanleg van een windpark. In bijlage 3 wordt nader ingegaan op de ecologische betekenis van stikstof. Dit is bedoeld als achtergrondinformatie. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de uitgangspunten die zijn gebruikt voor het berekenen van de stikstofdepositie met behulp van het programma Aerius⁴ (7.2). In paragraaf 7.3 volgt het resultaat van de berekening waaruit blijkt dat er sprake is van een tijdelijke depositie op stikstofgevoelige habitattypen. In paragraaf 7.4 vindt de effectbeoordeling plaats, waarna paragraaf 7.5 afsluit met een conclusie.

7.2 Uitgangspunten AERIUS berekening

7.2.1 Materieel en activiteiten

De activiteiten waarbij stikstofoxide wordt uitgestoten zijn onder te verdelen in verschillende onderdelen. Samengevat komt dit neer op:

- Transport van onderdelen en personeel;
- Plaatsen funderingen, inclusief inzet bellenscherm ter beperking van onderwatergeluid;
- Aanbrengen transitiestuk;
- Oprichten turbines;
- Aanleg parkbekabeling.

In de volgende tabel is het in te zetten materieel weergegeven voor de verschillende activiteiten op zee. In Bijlage 1 is een compleet gedetailleerd overzicht te vinden met uitgangspunten en is al het ingezette materieel, de duur van de inzet en bijbehorende uitstoot weergegeven voor de verschillende activiteiten. Deze uitgangspunten zijn gebaseerd op eerdere berekeningen en informatie die is verkregen van windparkontwikkelaars en bedrijven die bij de constructie van windparken op zee zijn betrokken. Dit betreft de best beschikbare kennis van dit moment.

Tabel 7.1 In te zetten materieel en activiteiten

Materieel	Activiteit
Fall pipe vessel	Aanbrengen en transporteren van stortsteen ten behoeve van de fundaties en voor het bedekken van kabelkruisingen
Kraanschip	Heien van funderingen, transport monopalen, plaatsen en transporteren van het transitiestuk en het vervoeren en plaatsen van turbineonderdelen

⁴ Er is een Aerius-berekening gemaakt op 17 maart 2020, welke in bijlage 2 is opgenomen.

Materieel	Activiteit
Bellenschermen	Het aanbrengen van een bellenscherm om de te funderen monopalen
CTV (crew transport vessel)	Vervoeren personeel
Kabellegschip	Aanleggen van de kabelsystemen
Trenchingsupport vessel	Graafwerkzaamheden voor de kabelsystemen
Guard vessel	Waarborgen veiligheid rondom werkzaamheden offshore

7.2.2 Maatregel ter reductie van stikstofemissies

In de beoordeling geldt als uitgangspunt dat de emissies van vaartuigen en werktuigen 90% lager liggen dan de emissie van materieel dat gangbaar is te benutten. De maximale depositie van stikstof in de Natura 2000 gebieden of vereiste emissiereductie wordt als voorwaarde opgenomen in het kavelbesluit.

Als uitgangspunt is gehanteerd dat het materiaal dat gangbaar wordt toegepast voldoet aan de emissienormering IMO TIER II⁵, hetgeen neerkomt op 9,4 gram NOx/kWh voor de schepen met motoren die voor de aanleg van het windpark zijn voorzien. De gehanteerde reductie betreft 90% ten opzichte van dit scenario⁶. Een dergelijke reductie is te behalen door motoren van in te zetten schepen te optimaliseren, bijvoorbeeld door een katalysator in te bouwen (zoals het zgn. 'SCR-systeem' (selectieve katalytische reductie)). Ook door gebruik van GTL⁷-brandstoffen of het mengen van water in brandstof of verlagen van de uitlaatgastemperatuur zijn NOx-emissiereducties te realiseren, weliswaar geringer dan bij een SCR-systeem. Een andere optie is om hybride of volledig elektrische aandrijfsystemen in te zetten of gebruik te maken van TIER III schepen. Tenslotte kunnen bouwmethodes die het aantal uren inzet van installatiewerktuigen en vaartuigen beperken een bijdrage leveren aan het minimaliseren van de emissies.

⁵ IMO (International Maritime Organisation) heeft de TIER II eisen vastgesteld in 2008 en laten ingaan per 2011. Tier II is voor het aspect NOx-emissie 20% lager dan de eisen uit TIER I uit 1997, van toepassing op schepen met bouwjaar 2000 en later.

⁶ In bijlage 1 is deze 90% reductie bij aanname 10 geformuleerd.

⁷ Gas to Liquid – diesel gemaakt van gas

Kader 7.1 SCR-systeem

Met het SCR-systeem wordt stikstofoxiden (NO_x) omgezet in waterdamp en stikstof (zonder oxiden). Eenvoudig gezegd vindt in de SCR-katalysator een aantal reacties plaats. Verdund ureum wordt geïnjecteerd en zodra deze vloeistof met de elementen van de katalysator en de stikstofoxiden in aanraking komt, ontstaat een reactie die leidt tot een afname tot maximaal 99% van de stikstofoxiden aan het einde van het uitlaatsysteem. Na deze reactie resteert uitsluitend stikstof, water en koolstofdioxide (N₂, H₂O en een beetje CO₂).

De SCR-techniek wordt al geruime tijd toegepast en kan in vrijwel alle machinekamers worden geplaatst, ook van bestaande schepen. Dit is mede te danken aan de flexibele plaatsing: horizontaal, verticaal of zelfs op het dek. Nadeel van SCR is dat naarmate de leeftijd van de dieselmotor toeneemt (ouder dan 30 jaar) de kans op slijtage aan de diesels toeneemt (denk ook bijvoorbeeld aan een hoger smeerolieverbruik wat leidt tot roetvorming). In het geval van oudere schepen is ook sprake van een verhoogd risico dat het motoren betreft die relatief weinig tegendruk kunnen hebben in het uitlaatsysteem waardoor de SCR-katalysatoren groter moeten worden. Deze factoren zouden kunnen leiden tot relatief hogere investeringen, hogere gebruiks- en onderhoudskosten. Met de plaatsing van een SCR-systeem zijn investeringen gemoeid. In de volgende tabel zijn indicatief de investeringen afhankelijk van de motorinhoud weergegeven (bron: Memo Berger Maritiem Sales & Service V.O.F, september 2019).

Klassen in kW	Vooraf bepaald vast bedrag in EUR/kW voor alleen SCR-katalysator (equipment)*	Vooraf bepaald vast bedrag in EUR/kW voor alleen het roetfilter (equipment)*
< 300	160	130
301 t/m 749 kW	80	60
> 750	60	50

* Extra kosten voor actieve regeneratie (hiermee wordt een brander bedoeld die de uitlaatgastemperatuur kan verhogen voor een goede werking), engineering, eventuele kosten voor keur, inbouw en stilleggen zijn hierin niet meegenomen.

7.3 Resultaat AERIUS berekening

Op basis van de uitgangspunten uit de voorgaande paragrafen wordt een totale emissie van 82,4 ton NO_x verwacht voor de duur van de aanlegfase (maximaal 2 jaar) voor kavel VI én kavel VII tezamen.

Met behulp van het Aerius programma is bepaald op welke wijze de emissies zich verspreiden en tot welke deposities dit leidt ter plaatse van stikstofgevoelige habitattypen in Natura 2000-gebieden.

De berekening laat zien dat de aanleg leidt tot een hoogste depositie van 0,05 mol N/ha/jaar in stikstofgevoelig Natura 2000-gebied Schoorlse Duinen gedurende die aanlegperiode. In andere Natura 2000-gebieden treden lagere deposities op. Uit de Aerius-berekening (bijlage 2) blijkt dat

als gevolg van de aanlegwerkzaamheden voor het project er over alle Natura 2000-gebieden in Nederland met stikstofgevoelige habitattypen een depositie van 0,05 mol N/ha/jaar of lager wordt berekend.

7.4 Effectbeoordeling

7.4.1 Geringe en tijdelijke stikstofdepositie als gevolg van mobiele werktuigen en materieel als onderdeel van de achtergronddepositie

Het in te zetten materieel wordt verspreid over de Noordzee, telkens opnieuw ingezet voor verschillende projecten. Denk hierbij bijvoorbeeld aan het leggen van kabels en pijpleidingen, werkzaamheden aan platformen, zandsuppletie en transport van materiaal voor deze projecten die al decennialang plaatsvinden op de Noordzee. Het zijn bestaande bronnen uit de offshore industrie die zeker al sinds de aanwijzingen van Natura 2000-gebieden in Nederland rond de eeuwwisseling onderdeel uitmaken van de bestaande achtergronddepositie. Dit materieel veroorzaakt een, in verhouding tot de totale achtergronddepositie, minieme deken van stikstof welke qua ruimtelijke verdeling vrijwel constant is. De emissie veroorzaakt door dit materieel is bovendien gedurende de jaren steeds lager geworden als gevolg van het steeds schoner worden van motoren. Zie bijvoorbeeld de emissiecijfers die door het CBS worden gepubliceerd⁸ (emissies naar lucht op Nederlands grondgebied; mobiele bronnen, 1990-2018). Met een voorschrift in het kavelbesluit tot het reduceren van emissies van het in te zetten materieel wordt deze trend nog eens versterkt voor wat betreft bestaande mobiele bronnen.

De inzet van dit materieel gedurende het jaar betreft in feite het telkens verschuiven van bestaande bronnen naar nieuwe locaties. Het inzetten van dit materieel op een nieuwe locatie op de Noordzee kan op zichzelf tot een minieme lokale tijdelijke depositieverhoging leiden. Een beperkte tijdelijke depositie – zoals het in onderhavig project maximaal 0,05 mol/ha/jaar gedurende 2 jaar – kan echter nooit van invloed zijn op de omvang en ruimtelijke verdeling van depositiedeken als gevolg van de jaarlijkse inzet van al het zich in Nederland bevindende materieel en daarmee niet tot een verslechtering van de toestand van stikstofgevoelige habitattypen of hiervan afhankelijke soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn gesteld in Natura 2000-gebieden.

7.4.2 Cumulatie

Omdat de aanlegwerkzaamheden van de kavels VI en VII in de tijd kunnen samenvallen, zijn de resulterende deposities gecombineerd berekend.

Zoals eerder gesteld kan een beperkte tijdelijke depositie – zoals het in onderhavig project maximaal 0,05 mol/ha/jaar gedurende 2 jaar – nooit van invloed zijn op de omvang en ruimtelijke verdeling van de depositiedeken als gevolg van de vrijwel doorlopende inzet van dit materieel op de Noordzee.

7.4.3 Voorschrift over maximale depositie

Op basis van de resultaten uit Aerius kan, rekening houdend mét het voorschrijven van de maximale emissie of depositie in het kavelbesluit, voorkomen worden dat er een hogere

⁸ <https://opendata.cbs.nl/statline/#/CBS/nl/dataset/7062/table?fromstatweb>

tijdelijke depositie optreedt dan 0,05 mol N/ha/jaar als gevolg van de tijdelijke stikstofemissie als gevolg van de aanleg van het project.

7.4.4 Aanlegfase als maatgevende fase

Het voorgaande geldt voor de aanlegfase. Gedurende de exploitatiefase van het windpark zijn onderhoud en reparaties nodig. Daarbij is transport van personeel die reparaties en onderhoudswerkzaamheden uitvoeren relevant. Dit gaat echter om een dusdanig lage frequentie van inzet van materieel waarvan de emissie ook nog eens relatief gering is, dat dit verwaarloosbaar is in vergelijking met de aanlegfase. De aanlegfase is daarmee maatgevend.

Wat betreft de verwijderingsfase van het windpark kan gesteld worden dat de situatie van de manier van verwijderen, het dan in te zetten materieel, de emissies die dan vrijkomen en de staat van instandhouding van stikstofgevoelige habitats volledig anders kunnen zijn over circa 30 jaar wanneer het windpark wordt verwijderd, dan nu kan worden voorspeld. De aanscherping van emissie-eisen aan motoren zoals de introductie van IMO TIER III en de elektrificatie van werk- en voertuigen die is gestart, zullen er aan bijdragen dat emissies lager zullen zijn. Daarbij is de staat van stikstofgevoelige habitattypen niet vast te stellen over een periode van 30 jaar en derhalve de effecten eveneens niet. Wat wel vaststaat is dat de huidige staat van de stikstofgevoelige habitattypen over het algemeen niet voldoet aan het instandhoudingsdoel en dat de huidige (achtergrond)depositieniveaus hoger zijn dan de kritische depositiewaardes voor deze habitattypen. Daarbij blijft de aanlegfase voor wat betreft stikstofdepositie maatgevend.

7.5 Conclusie

Het project kavel VI en VII Hollandse Kust (west) leidt tot geringe en tijdelijke stikstofdeposities van ten hoogste 0,05 mol N/ha/jaar ter plaatse van stikstofgevoelige habitattypen ten tijde van de aanlegfase van 2 jaar.

De bronnen die ten behoeve van de aanleg van kavel VI en VII worden ingezet, zijn bestaande bronnen die al sinds de aanwijzing van de Natura 2000-gebieden onderdeel uitmaken van de bestaande achtergronddepositie. De vrijwel doorlopende inzet van dit materieel gedurende het jaar betreft in feite het telkens verschuiven van bestaande bronnen naar nieuwe locaties. De bijdrage van het project heeft, als gevolg van de tijdelijke en verwaarloosbare omvang en als gevolg van de inzet van bestaande mobiele bronnen, met zekerheid geen invloed op de huidige situatie of de mogelijkheden om een verbetering van de instandhouding te bereiken. Het kunnen behalen van de instandhoudingsdoelstellingen wordt derhalve ook niet bemoeilijkt of belemmerd door de aanleg van het project.

8 CUMULATIE

8.1 Vogels

Voor de meeste soorten waarvoor Natura 2000-gebieden zijn aangewezen, geldt dat de aantallen slachtoffers geen substantieel deel van de PBR per soort bedragen, ook niet in cumulatie met andere parken in Europa. Op basis hiervan zijn significante effecten op populaties binnen Natura 2000-gebieden ook in cumulatie op voorhand uitgesloten, een enkele uitzondering daargelaten.

De belangrijkste uitzondering vormt de kleine zwaan. Deze soort heeft een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Voor de kleine zwaan zijn recentelijk nieuwe berekeningen gedaan op basis van in Engeland gezenderde vogels die de Noordzee overstaken tijdens hun trektocht (Gyimesi *et al.* 2017). Uit deze analyse blijkt dat minder kleine zwanen op rotorhoogte vliegen (vooral boven de zee) en daardoor is hun kans op aanvaring lager dan voorheen aangenomen. Op basis van deze berekeningen zou in kavel VI in Hollandse Kust (west) 1 kleine zwaan slachtoffer vallen als gevolg van aanvaringen met een windturbine. Bovendien kunnen kleine zwanen die kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) passeren van veel verschillende gebieden afkomstig zijn: Natura 2000-gebieden (26 Nederlandse gebieden zijn voor de kleine zwaan aangewezen) maar ook daarbuiten. Als de flux van kleine zwanen die kavel VI passeert over alle mogelijke herkomstgebieden verdeeld wordt, zal het jaarlijkse aantal slachtoffer dat in kavel VI valt van een bepaald Natura 2000-gebied altijd onder 1 blijven, en zodanig als incidenteel beschouwd kunnen worden. In de Nederlandse windparken op zee zullen jaarlijks in cumulatie twee kleine zwanen slachtoffer vallen door aanvaring met een turbine (Rijkswaterstaat 2019). Op basis hiervan kan geconcludeerd worden dat de aantallen slachtoffers onder kleine zwanen als gevolg van een windpark in kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west) in cumulatie met andere windparken in de Nederlandse Noordzee geen significant effect hebben op de instandhoudingsdoelen van kleine zwanen in Natura 2000-gebieden.

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 (seismische surveys);
- Apparatuur voor het in de zeebodem verankeren van de fundering van de TenneT-platforms Hollandse Kust (west Alpha) en Hollandse Kust (west Beta);
- 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, explosies en seismische surveys voor olie en gas) zijn buiten beschouwing gebleven.

Scenario's

Voor het berekenen van de cumulatieve effecten mét toepassing van de gedifferentieerde geluidsnormen, zijn voor de constructie windturbines in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) de volgende 3 scenario's beschouwd:

- Hollandse Kust (west): aanleg van beide kavels in de periode januari – mei (1 paal per 24 uur), constructie TenneT-platforms in de periode januari – mei (worst case), seismisch vooronderzoek volgens het KEC 3.0 scenario (zie Heinis e.a. 2019);
- Hollandse Kust (west): aanleg van beide kavels in de periode juni – augustus (1 paal per 24 uur), constructie TenneT-platform in de periode januari – mei (worst case), seismisch vooronderzoek volgens het KEC 3.0 scenario (zie Heinis e.a. 2019);
- Hollandse Kust (west): aanleg van beide kavels in de periode september – december (1 paal per 24 uur), constructie TenneT-platform in de periode januari – mei (worst case), seismisch vooronderzoek volgens het KEC 3.0 scenario (zie Heinis e.a. 2019).

In de berekeningen van cumulatieve effecten is er *worst case* van uitgegaan dat er voor de windturbines per etmaal één fundering wordt geheid en dat er dus geen sprake is van overlappende verstoringoppervlakten (waardoor het totale aantal dierverstoringsdagen afneemt). De TenneT-platforms hebben een zogenaamde jacketfundering, die met 6 palen in de zeebodem wordt verankerd. Er wordt conform het KEC 3.0 van uitgegaan dat deze met een heienergie van 2.000 kJ worden geheid en dat per dag 1 paal wordt geheid. Tijdens het heien van een jacket-paal zal vanaf een gegeven moment de paal zo ver de bodem in gaan dat de afstraal effectiviteit hierdoor zal afnemen; omdat de paal niet meer de hele waterkolom zal overbruggen. Conform de door TNO uitgevoerde berekening voor de transformatorplatforms voor windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) is ervan uitgegaan dat de paal gedurende de gehele heitijd over de hele waterkolom afstraalt (de Jong en Binnerts, 2016).

In het kader van het KEC 3.0 is ook inschatting gemaakt van de mogelijke effecten van het geofysisch onderzoek dat wordt uitgevoerd in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) en rond het geplande tracé voor de zeekeblen. De resultaten van die berekeningen zijn hier overgenomen. Voor de daarbij gehanteerde uitgangspunten wordt verwezen naar bijlage 5 van het MER voor kavel VI Hollandse Kust (west).

Cumulatieve effecten op populaties van zeezoogdieren

Bruinvissen

De resultaten van de berekening van de cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen door het aanleggen van de windturbines in de kavels VI en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) in twee alternatieve opstellingen, de bijbehorende TenneT-platforms en het daarvoor benodigde seismische onderzoek zijn opgenomen in tabel 8.1 en 8.2.

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 minimaal 95% van de destijds vastgestelde omvang blijft, d.w.z. 51.000 dieren. Door het impulsief geluid dat gepaard gaat met de constructie van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (west) neemt de bruinvispopulatie op het NCP met grote zekerheid (95%) met niet meer dan 103 dieren af, wat

overeenkomt met 0,2% van deze populatie. Deze maximale waarde kan worden bereikt als alle werkzaamheden in de periode januari – mei plaatshebben, wanneer de bruinvisdichtheid relatief hoog is.

De conclusie dat significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten.

Tabel 8.1 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op bruinvissen op het NCP door de constructie van windturbines in kavel VI (voorkeursligging) en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (alternatief 1 = 76 turbines per kavel), twee TenneT-platforms (Alpha en Beta) en het benodigde seismische vooronderzoek in het plangebied.

	Impulsdagen	Dierversorings-dagen	Populatiereductie (5 ^e percentiel)	
			aantal dieren	% NCP
Seismisch vooronderzoek	42	1.484		
Constructie platforms	12	11.325		
Aanleg funderingen HKW				
Januari – mei	152	118.085		
Juni – augustus	152	114.318		
September – december	152	72.718		
Totaal NCP	Minimaal	85.528	62	0,1
	Maximaal	130.895	103	0,2

Tabel 8.2 Als voorgaande tabel voor alternatief 2 = 47 turbines per kavel

	Impulsdagen	Dierversorings-dagen	Populatiereductie (5 ^e percentiel)	
			aantal dieren	% NCP
Seismisch vooronderzoek	42	1.484		
Constructie platforms	12	11.325		
Aanleg funderingen HKW				
Januari – mei	94	73.026		
Juni – augustus	94	70.697		
September – december	94	44.971		
Totaal NCP	Minimaal	57.780	39	0,1
	Maximaal	85.836	63	0,1

Zeehonden

Voor zeehonden zijn geen aparte berekeningen voor de omvang van het verstoorde oppervlak door seismisch onderzoek gedaan. Er is daarom uitgegaan van de resultaten van de berekeningen voor bruinvissen die in het kader van het KEC 3.0 zijn gedaan (zie Heinis e.a. 2019). Hiermee worden eventuele effecten op zeehonden overschat, aangezien zeehonden minder gevoelig op onderwatergeluid reageren en bovendien ook minder gevoelig zijn voor de

relatief hoogfrequente componenten in de signalen van de ingezette apparatuur (zie bijlage bijlage 5 van het MER voor kavel VI Hollandse Kust (west)).

De resultaten van de berekeningen van de gecumuleerde effecten van de constructie van kavel VI (voorkeursligging) en kavel VII staan in 8.3 en 8.4. Naar analogie van de eerder gepresenteerde berekeningen voor Hollandse Kust (west) is ook een bandbreedte gegeven van het aantal mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen, inclusief de funderingen voor de TenneT-platforms zijn geheid én het seismische vooronderzoek in het plangebied voor Hollandse Kust (west) en langs het kabeltracé is uitgevoerd. Voor de ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat de werkzaamheden worden uitgevoerd worden verstoord. 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.

Voor het berekenen van de effecten van het seismisch onderzoek in het windenergiegebied Hollandse kust (west) is de gemiddelde dichtheid van de zeehonden vermenigvuldigd met het verstoorde oppervlak (i.e. 84 km², berekend op basis van het uitgangspunt dat 10 km² gescand wordt per dag, met een geschatte maximale verstoringsafstand (sparker) van ~3 km. Voor een rechthoekig scangebied wordt dat ~84 km² verstoringsoppervlak per dag) als wordt uitgegaan van volledige plaatstrouw. Dit getal is vermenigvuldigd met het aantal verstoringdagen (i.e. 2 x 12 = 24) voor de berekening van het aantal eenmalig verstoorde dieren. Voor de verstoring van zeehonden langs het kabeltracé is een vergelijkbare berekening uitgevoerd. Voor deze surveys is uitgegaan van een verstoord oppervlak van 33 km² en 18 (2 x 9) verstoringdagen.

Uit de resultaten blijkt dat het bij de werkzaamheden voor de aanleg van twee kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (west) geproduceerde impulsieve geluid maximaal 0,3% van de Nederlandse populatie gewone zeehonden meerdere malen verstoort.

De conclusie is dat cumulatieve effecten van de constructie van deze twee kavels, inclusief de aanleg van twee TenneT-platforms en het uitvoeren van seismisch vooronderzoek in het windenergiegebied en langs het tracé van de zeekeblen op populatie van gewone zeehonden 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 verstoringscontour 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, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

De cumulatieve effecten op gewone zeehonden zijn iets kleiner, maar eveneens zeer beperkt. In alle gevallen zijn de effecten op grijze zeehonden kleiner dan die op gewone zeehonden, omdat de populatie kleiner is (en de totale aantallen op het NCP ook).

Tabel 8.3 Cumulatieve effecten van impulsief geluid op zeehonden op het NCP door de constructie van windturbines in kavels VI (voorkeursligging) en VII van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) (alternatief 1 = 76 windturbines per kavel), de twee TenneT- platforms en het daarvoor benodigde seismische vooronderzoek. Het betreft gemiddelde waarden voor de onderzochte paalposities.

	Impulsdagen	Aantal dieren meermalen verstoord	Aantal dieren eenmalig verstoord	% NCP
Sesimisch vooronderzoek	42	5	110	<0,1 – 0,9
Constructie platform	12	11	66	<0,1 – 0,5
Aanleg funderingen HKW				
Januari – april	152	15	1.139	0,1 – 9
Mei – juli	152	6	430	<0,1 – 3
September – december	152	7	541	0,1 – 4
Cumulatief minimaal (volledige plaatstrouw, dieren meerdere malen verstoord)				0,1 – 0,3
Cumulatief maximaal (steeds andere dieren verstoord)				3 – 11

Tabel 8.4 Als voor (alternatief 2 = 47 windturbines per kavel)

	Impulsdagen	Aantal dieren meermalen verstoord	Aantal dieren eenmalig verstoord	% NCP
Sesimisch vooronderzoek	42	5	110	<0,1 – 0,9
Constructie platform	12	11	66	<0,1 – 0,5
Aanleg funderingen HKW				
Januari – april	94	15	704	0,1 – 6
Mei – juli	94	6	266	<0,1 – 2
September – december	94	7	344	0,1 – 3
Cumulatief minimaal (volledige plaatstrouw, dieren meerdere malen verstoord)				0,1 – 0,3
Cumulatief maximaal (steeds andere dieren verstoord)				2 – 7

Cumulatieve effecten Wind op zee op het NCP (2016 – 2030)

Voor het KEC 3.0 zijn voor de periode 2016 – 2030 de cumulatieve effecten van impulsief geluid op de bruinvispopulatie op het NCP berekend van de constructie van windparken op zee. Er is daarbij ook rekening gehouden met de aanleg van de TenneT-platforms en het uitvoeren van het benodigde seismische onderzoek. 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 uitgegaan van één universele geluidsnorm van SELss (750 m) = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het in tabel 8.5 weergegeven scenario leidt tot in het totaal 807.969 bruinvisverstoringdagen. Dit leidt tot een kans van 5% op een reductie van de bruinvispopulatie na 2030 van 865 dieren (= ca. 1,7% van de bruinvissen op het NCP).

Tabel 8.5 Bruinvisverstoringdagen ten gevolge van de aanleg van de windparken van het Energieakkoord met toepassen van de in (ontwerp) kavelbesluiten vastgelegde geluidnorm voor

heien in het voorjaar en de windparken na 2023 met toepassen van één uniforme geluidnorm van SELss = 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (750 m) voor zowel de turbinefunderingen (voor 10 MW turbines) als de transformatorplatforms.

id	Naam	jaar	Capaciteit (MW)	Geschat aantal turbines	norm [dB]	Bruinvis verstoringsdagen
42	Tender 2015 – Borssele I/II	2020	752	94	163	16.824
43	Tender 2016 – Borssele III/IV	2020	732	79	163	24.160
44	Tender 2017 – Hollandse Kust (zuid) I/II	2021	752	94	165	34.633
45	Tender 2018 – Hollandse Kust (zuid) III/IV	2021	752	94	165	32.667
47	Tender 2019 – Hollandse Kust (noord) V	2023	760	95	165	38.289
Totaal verstoringsdagen a.g.v. heien turbinefunderingen Energieakkoord						146.572
48	Hollandse Kust (west) VI	2024	760	76	168	58.193
51	Hollandse Kust (west) VII	2025	760	76	168	59.892
53	Ten noorden van Waddeneilanden I	2026	760	76	168	126.016
55	IJmuiden Ver I	2027	1000	100	168	77.291
57	IJmuiden Ver II	2028	1000	100	168	77.291
59	IJmuiden Ver III	2029	1000	100	168	86.087
60	IJmuiden Ver IV	2030	1000	100	168	86.087
Totaal verstoringsdagen a.g.v. heien turbinefunderingen na 2023						570.858
Totaal verstoringsdagen a.g.v. heien platforms						70.801
Totaal verstoringsdagen a.g.v. geofysische surveys						19.738
TOTAAL BRUINVISVERSTORINGSDAGEN						807.969
Populatiereductie volgens benaderingsformule (5% kans)						865

8.2.2 Cumulatieve effecten op Natura 2000-gebieden

Bruinvissen

In bijlage 5 van het MER voor kavel VI Hollandse Kust (west) is vastgesteld dat de constructie van de kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) de omvang en kwaliteit van het leefgebied voor bruinvissen in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan 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 voorgaand gepresenteerde resultaten blijkt dat door de aanleg van de kavels VI en VII van windenergiegebied Hollandse Kust (west) gepaard gaande impulsieve geluid significante gevolgen voor de bruinvispopulatie zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de bruinvis in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

Zeehonden

Ook voor zeehonden geldt dat het windenergiegebied Hollandse Kust (west) 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 § 5.2.3 is vastgesteld dat cumulatieve effecten van de constructie van de kavels VI en VII, inclusief de constructie van twee TenneT-platforms en het uitvoeren van seismisch onderzoek in het windenergiegebied Hollandse Kust (west) en langs het tracé voor de zeekabels op de populaties van gewone en grijze zeehonden zijn uit te sluiten. Dit betekent dat negatieve gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten in de Natura 2000-gebieden via indirecte externe werking ook zijn uit te sluiten.

9 LITERATUUR

- 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.
- Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016 (concept). Spatial distribution and Habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report xxx.
- Arts, F.A., 2012. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2011. Rapport RWS Waterdienst BM 12.25.
- Arts, F.A., 2015. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991-2013. 15.05. Delta Projectmanagement BV / RWS-Centrale Informatievoorziening BM, Vlissingen.
- 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.
- Bos, O.G. & R.S.A. van Bemmelen, 2012. Aanvullende beschermde gebieden op de Noordzee: samenvatting onderzoek 2009-2012. IMARES
- 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., 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.M.J.M., M. Scheidat, G.M. Aarts, J.S.M. Cremer & O.G. Bos, 2008. Distribution of marine mammals in the North Sea for the generic appropriate assessment of future offshore wind parks. IMARES report C046/08.
- 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.
- 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.
- Collier, M.P., A. Gyimesi & R.C. Fijn, 2015. Slachtofferberekeningen voor drie gebiedsvarianten van de uitbreiding van windenergiegebied Hollandse Kust voor kleine mantelmeeuwen vanuit de broedkolonie Texel. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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.
- 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.
- De Jong, C.A.F & M.A. Ainslie, 2012. Analysis of the underwater sound during piling activities for the Off-shore Wind Park Q7. Report TNO 2012 R10081.

- 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.
- Dirksen, S., M. Japink & J.C. Hartman, 2012. Kleine mantelmeeuwen en offshore windparken: nieuwe informatie voor schatting aantal aanvaringslachtoffers. Rapport 12-087. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Ens, B.J., Bairlain, F., Camphuysen, C.J., de Boer, P., Exo, K-M., Gallego, N., Klaassen, R.H.G., Oosterbeek, K. & Shamoun-Baranes, J. 2009. Onderzoek aan meeuwen met satellietzenders. *Limosa* 82: 33-42.
- 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: online access. doi: 10.1080/00063657.2014.950942
- Fijn, R.C., F.A. Arts, B.W.R. Engels, J.W. de Jong, M.P. Collier, A. Gyimesi, M. Hoekstein, R.-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, P.A. Wolf 2016a. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2015-2016. Bureau Waardenburg Rapportnr. 16-199. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., Jong, J. de, Courtens, W., Verstraete, H. & Stienen, E.W.M., Poot, M.J.M. 2016b. GPS-tracking and colony observations reveal variation in offshore habitat use and foraging ecology of breeding Sandwich Terns. *Journal of Sea Research* 10.1016/j.seares.2016.11.005.
- Fox, A.D., Æ. Petersen & M. Frederiksen, 2003. Annual survival and site-fidelity of breeding female Common Scoter *Melanitta nigra* at Mývatn, Iceland, 1925–58. *Ibis* 145(2): E94-E96.
- Geelhoed, S., M. Scheidat & R. van Bemmelen, 2014. Marine mammal surveys in Dutch waters in 2013. IMARES report C027/14.
- 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.
- 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.
- 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., T.J. Evans, J.F. Linnebjerg, J.W. de Jong, M.P. Collier & R.C. Fijn, 2017. 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.
- Harwood, J., R. Schick & C. Booth, 2014. Using the interim PCOD framework to support a cumulative impact assessment in Netherlands waters," report SMRUM-RWS-2014-014 (unpublished).
- 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. TNO rapport TNO 2015 R10335.
- Jak, R.G., O.G. Bos & H.J. Lindeboom, 2009. Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden Noordzee. IMARES

- Kastelein, R.A., L. Hoek, R. Gransier, M. Rambags & N. Claeys, 2014. Hearing frequencies of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. SEAMARCO report 2014-5, Draft version 1.
- 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. 2015. 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 number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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. Pruijscher, 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.
- 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.
- 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).
- 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., 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.

Bijlage 1: Uitgangspunten: inventarisatie materieel aanlegfase Aerius berekening

Bijlage 2: Resultaten Aerius

Bijlage 3: Ecologische betekenis van stikstof

BIJLAGE 1

UITGANGSPUNTEN: INVENTARISATIE MATERIEEL

AANLEGFASE AERIUS BEREKENING



Aerius berekening tbv Wind op Zee – Hollandse Kust (west)

Uitgangspuntendocument

In kavel VI en VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west) worden in de komende jaren maximaal 152 windturbines gerealiseerd, zo'n 50 km uit de kust van Zuid-Holland. Voor deze realisatie is onderzoek verricht naar stikstofdepositie, welke berekend is met behulp van de online rekentool van Aerius (*calculator.aerius.nl*).

Voordat deze tool wordt ingezet, worden eerst alle te gebruiken gegevens en uitgangspunten uiteengezet, zodat de berekening inzichtelijk en reproduceerbaar is. Het project kent een aanleg- en een gebruiksfase. In de gebruiksfase zijn de verwachte emissies echter zeer minimaal en worden hier buiten beschouwing gelaten. De aanlegfase daarentegen zal wel tot een toename van emissies leiden, maar dit zal van tijdelijke aard zijn (tot aan de voltooiing van het project).

Aanname 1: De projectduur betreft 2 jaar, met beginjaar 2023.

Binnen de berekening wordt alleen rekening gehouden met de aanleg van het windpark zelf, inclusief bekabeling van de windturbines tot aan het platform van TenneT. (De aanleg van het netwerk tot aan de kust valt binnen een andere berekening.)

Een deel van de berekening betreft transport van materieel naar de bouwlocatie.

Aanname 2: De haven van IJmuiden wordt gebruikt voor het transport naar de bouwlocatie

Het transport omhelst het vervoer van stortsteen, monopalen, transitiestukken, bladen, gondels etc.

Aanname 3: Transportemissies zijn berekend als:

$$\text{vermogen (kW)} \cdot \text{Duur inzet (uur)} \cdot \text{belasting (\%)} \cdot \text{efficiëntie (\%)} = \text{kWh}$$

Aanname 4: Voor de belasting (van het motorvermogen) is uitgegaan van 50%, aangezien de schepen alleen op de heenweg volgeladen zijn. Uitzonderingen hierop zijn support vessels en wachtschepen, waarbij is uitgegaan van 20-25% belasting en fall pipe vessels ten behoeve van kruisingen op een belasting van 70%. Voor de efficiëntie is een coorrectiefactor berekend op basis van eerdere Aerius berekeningen en expert judgment.

In tabel 1 zijn de waarden per scheepstype en inzet weergegeven.

Voor de inzet van materieel is onderscheid gemaakt op basis van de IMO-emissienormering. Binnen deze normering zijn de maximale emissiefactoren voor schepen 'in port operation' opgenomen. Voor TIER I is deze vastgesteld op 11.7 g/kWh en voor TIER II is deze 9.4 g/kWh.

Aanname 5: Werkschepen, gedefinieerd als type 2, hebben de volgende kenmerken:

- Schoorsteenhoogte: 6m
- Spreiding: 4 m²
- Warmte-emissie: 0.1 MW
- Voldoen aan emissienormering IMO TIER II

Aanname 6: Transportschepen hebben de volgende kenmerken:

- Schoorsteenhoogte: 6m
- Spreiding: 4 m²
- Warmte-emissie: 0.24 MW

Berekeningen die ten grondslag liggen van de invoer voor Aerius zijn tevens in tabel 1 opgenomen. Enkele overige aannames die gedaan zijn:

Aanname 7: Voor de aanleg van de parkbekabeling wordt getrenched en niet gebaggerd.

Aanname 8: Er zijn geen supportschepen nodig bij de plaatsing van transitiedelen

Aanname 9: Er is gedurende de gehele installatie van de monopalen een schip met apparatuur voor een bellenscherm aanwezig

Aanname 10: Er worden zodanige voorzieningen getroffen aan motoren zodat de emissie van stikstof met ten minste 90% wordt gereduceerd. Dit kan door onder andere gebruik te maken van Selective catalytic reduction (SCR). Het resultaat is dat er 10% emissie overblijft.

Het aantal schepen en de duur van installeren is gebaseerd op informatie afkomstig van windparkontwikkelaars, waarbij ruimte is aangehouden om effecten niet te onderschatten.

Memo 18 maart 2020 – Aeries berekening HKW

Monopaalfundering	Locatie	Materieel	Type materieel	kW	Duur [uur]	Belasting [%]	Efficiëntie [%]	kWh [x1000]	Emissie-factor	uitstoot [ton]	reductie 90%
Aanbrengen stortsteen	kavel	Fall pipe vessel	Bravenes (propulsion & thrusters)	10000	1995	50%	39%	3875	9.4	36.4	3,6
Transport stortsteen	transport	Fall pipe vessel	Bravenes (propulsion)	6200	285	50%	61%	540	9.4	5.1	0,5
Transport monopalen	transport	Kraanschip	Aeolus (propulsion)	10000	360	50%	44%	784	9.4	7.4	0,7
Heien van monopalen	kavel	Kraanschip	Aeolus (main engines)	9000	5872	50%	56%	14917	9.4	140.2	14,0
Support	kavel	CTV	Fast Crew Supplier 4008	6500	432	25%	100%	702	9.4	6.6	0,7
Wachtschip/Guardschip	kavel	Guard vessel	OFS Fenny	900	5872	20%	100%	1057	9.4	9.9	1,0
Bellenscherm	kavel	nvt	nvt	4000	5872	50%	100%	11744	9.4	110.4	11,0
Transitiestuk	Locatie	Materieel	Type materieel	kW	Duur [uur]	Belasting [%]	Efficiëntie [%]	kWh [x1000]	Emissie-factor	uitstoot [ton]	reductie 90%
transport transitiestuk	transport	Kraanschip	Aeolus (propulsion)	10000	360	50%	44%	784	9.4	7.4	0,7
installatie transitiestukken	kavel	Kraanschip	Aeolus (main engines)	9000	4960	50%	56%	12600	9.4	118.4	11,8
Wachtschip/Guardschip	kavel	Guard vessel	OFS Fenny	900	4960	20%	100%	893	9.4	8.4	0,8
Support	kavel	CTV	Fast Crew Supplier 4008	6500	0	25%	100%	0	0	0.0	0,0
Installatie windturbines	Locatie	Materieel	Type materieel	kW	Duur [uur]	Belasting [%]	Efficiëntie [%]	kWh [x1000]	Emissie-factor	uitstoot [ton]	reductie 90%
Vervoer onderdelen (Ijmuiden)	transport	Kraanschip	Aeolus (propulsion)	10000	270	50%	39%	523	9.4	4.9	0,5
Plaatsen mast, gondel, bladen	kavel	Kraanschip	Aeolus (main engines)	9000	5354	50%	61%	14755	9.4	138.7	13,9
Support	kavel	CTV	Fast Crew Supplier 4008	6500	5354	25%	100%	8700	9.4	81.8	8,2
Wachtschip/Guardschip	kavel	Guard vessel	OFS Fenny	900	5354	20%	100%	964	9.4	9.1	0,9
Parkbekabeling	Locatie	Materieel	Type materieel	kW	Duur [uur]	Belasting [%]	Efficiëntie [%]	kWh [x1000]	Emissie-factor	uitstoot [ton]	reductie 90%
Baggeren	kavel	Hopper	ref. TenneT		0	50%	100%	0	0	0.0	0,0
Aanleg kabel	kavel	Kabellegschip	Nexus	10948	768	50%	100%	4204	9.4	39.5	4,0
Aanleg kabel	kavel	Trenchingsupp.	HAM 602	4129	1536	50%	100%	3171	9.4	29.8	3,0
Wachtschip/Guardschip	kavel	Guard vessel	OFS Fenny	900	768	20%	100%	138	9.4	1.3	0,1
Support	kavel	CTV	Fast Crew Supplier 4008	6500	768	25%	100%	1248	9.4	11.7	1,2
Kruising kabels	kavel	Fall pipe vessel	Bravenes (propulsion)	10000	864	70%	100%	6048	9.4	56.9	5,7

Tabel 1: invoergegevens Aeries Calculator.

BIJLAGE 2

RESULTATEN AERIUS



Dit document bevat rekenresultaten van AERIUS Calculator. Het betreft de hoogst berekende stikstofbijdragen per stikstofgevoelig Natura 2000-gebied, op basis van rekenpunten die overlappen met habitattypen en/of leefgebieden die aangewezen zijn in het kader van de Wet natuurbescherming, gekoppeld aan een aangewezen soort, of nog onbekend maar mogelijk wel relevant.

De berekening op basis van stikstofemissies gaat uit van de componenten ammoniak (NH₃) en/of stikstofoxide (NO_x).

Wilt u verder rekenen of gegevens wijzigen? Importeer de pdf dan in Calculator. Voor meer toelichting verwijzen wij u naar de website www.aerius.nl.

Berekening Best Case HKW

- ▶ Kenmerken
- ▶ Samenvatting emissies
- ▶ Depositieresultaten
- ▶ Gedetailleerde emissiegegevens

Verdere toelichting over deze PDF kunt u vinden in een bijbehorende leeswijzer. Deze leeswijzer en overige documentatie is te raadplegen via:
<https://www.aerius.nl/handleidingen-en-leeswijzers>.

AERIUS CALCULATOR

Contact

Rechtspersoon	Inrichtingslocatie
Pondera	Noordzee: ter hoogte van IJmuiden, ter hoogte van IJmuiden, 60 km uit de kust

Activiteit

Omschrijving	AERIUS kenmerk	
Arnhemseweg 13	RZMLMaG91CnZ	
Datum berekening	Rekenjaar	Rekenconfiguratie
17 november 2020, 15:00	2023	Berekend voor natuurgebieden

Totale emissie

Situatie 1	
NOx	41,20 ton/j
NH ₃	-

Resultaten

Hectare met
hoogste bijdrage
(mol/ha/j)

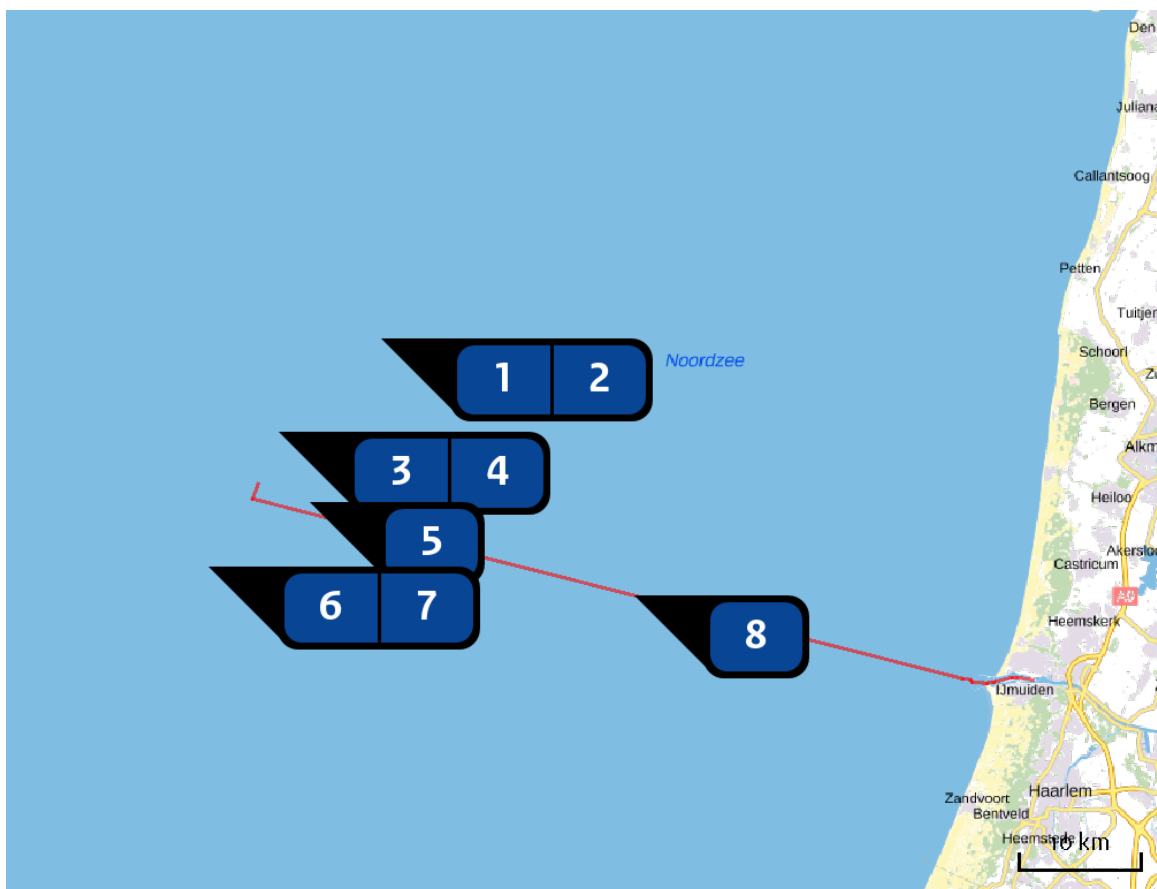
Natuurgebied	Bijdrage
Schoorlse Duinen	0,05

Toelichting

BC. Aanleg van Wind op Zee - Hollandse Kust West. Bouw vindt plaats in een periode van 2 jaar, 2023-2024. De aannames zijn benoemd in meegeleverde pdf.

Herberekening met AERIUS versie 2020

Locatie
Best Case HKW



Emissie
Best Case HKW

Bron Sector		Emissie NH ₃	Emissie NO _x
1	Deelgebied NO Anders... Anders...	-	5.940,90 kg/j
2	Deelgebied NW Anders... Anders...	-	5.940,90 kg/j
3	Deelgebied WNW Anders... Anders...	-	5.928,80 kg/j
4	Deelgebied W Anders... Anders...	-	5.942,80 kg/j
5	Deelgebied ZO Anders... Anders...	-	5.942,00 kg/j
6	Deelgebied ZW Anders... Anders...	-	5.940,10 kg/j

Bron Sector		Emissie NH ₃	Emissie NO _x
7	Deelgebied Z ... Anders... Anders...	-	4.327,80 kg/j
8	Transport ... Anders... Anders...	-	1.236,70 kg/j

Resultaten
stikstof
gevoelige
Natura 2000
gebieden
(mol/ha/j)

Natuurgebied	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
Schoorlse Duinen	0,05	
Noordhollands Duinreservaat	0,05	
Duinen Den Helder-Callantssoog	0,05	
Zwanenwater & Pettemerduinen	0,05	
Duinen en Lage Land Texel	0,05	
Kennemerland-Zuid	0,05	
Meijndel & Berkheide	0,03	
Duinen Vlieland	0,03	
Waddenzee	0,03	
Westduinpark & Wapendal	0,03	
Solleveld & Kapittelduinen	0,03	
Polder Westzaan	0,03	
Coepelduynen	0,03	
Duinen Terschelling	0,03	
Ilperveld, Varkensland, Oostzanerveld & Twiske	0,03	
Noordzeekustzone	0,02	
Voornes Duin	0,02	
Wormer- en Jisperveld & Kalverpolder	0,02	
Naardermeer	0,02	
Eilandspolder	0,02	

Natuurgebied	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
Oostelijke Vechtplassen	0,02	
Duinen Ameland	0,02	
Duinen Goeree & Kwade Hoek	0,02	
Grevelingen	0,02	
Nieuwkoopse Plassen & De Haeck	0,02	
IJsselmeer	0,02	-
Botshol	0,02	
Weerribben	0,02	
Alde Feanen	0,02	
Rottige Meenthe & Brandemeer	0,02	
Kop van Schouwen	0,02	
Duinen Schiermonnikoog	0,02	
De Wieden	0,02	
Drents-Friese Wold & Leggelderveld	0,02	
Oudegaasterbrekken, Fluessen en omgeving	0,02	-
Veluwe	0,02	
Wijnjeterper Schar	0,02	
Holtingerveld	0,02	
Fochteloërveen	0,02	
Voordelta	0,01	

Natuurgebied	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonalen*
Norgerholt	0,01	
Dwingelderveld	0,01	
Bakkeveense Duinen	0,01	
Krammer-Volkerak	0,01	
Manteling van Walcheren	0,01	
Biesbosch	0,01	
Drentsche Aa-gebied	0,01	
Van Oordt's Mersken	0,01	
Lingegebied & Diefdijk-Zuid	0,01	
Groote Wielen	0,01	-
Rijntakken	0,01	
Witterveld	0,01	
Kolland & Overlangbroek	0,01	
Mantingerbos	0,01	
Mantingerzand	0,01	
Drouwenerzand	0,01	
Elperstroomgebied	0,01	
Vecht- en Beneden-Reggegebied	0,01	
Loonse en Drunense Duinen & Leemkuilen	0,01	
Langstraat	0,01	

Natuurgebied	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonalen*
Brabantse Wal	0,01	
Oosterschelde	0,01	
Boetelerveld	0,01	
Sallandse Heuvelrug	0,01	
Olde Maten & Veerslootslanden	0,01	
Ulvenhoutse Bos	0,01	
Lieftingsbroek	0,01	
Uiterwaarden Zwarte Water en Vecht	0,01	
Landgoederen Brummen	0,01	
Engbertsdijksvenen	0,01	
Uiterwaarden Lek	0,01	
Zouweboezem	0,01	
Loevestein, Pompveld & Kornsche Boezem	0,01	
Wierdense Veld	0,01	
Vlijmens Ven, Moerputten & Bossche Broek	0,01	
Borkeld	0,01	
Kampina & Oisterwijkse Vennen	0,01	
Bargerveen	0,01	
Zwarte Meer	0,01	-
Regte Heide & Riels Laag	0,01	

Natuurgebied	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonalen*
Springendal & Dal van de Mosbeek	0,01	
Kempenland-West	0,01	
Achter de Voort, Agelerbroek & Voltherbroek	0,01	
Binnenveld	0,01	
Bergvennen & Brecklenkampse Veld	0,01	
Lemselermaten	0,01	
Landgoederen Oldenzaal	0,01	
Stelkampsveld	0,01	
Sint Jansberg	0,01	
Lonnekermeer	0,01	
Dinkelland	0,01	
Buurserzand & Haaksbergerveen	0,01	
Korenburgerveen	0,01	
Westerschelde & Saeftinghe	0,01	
Witte Veen	0,01	
Maasduinen	0,01	
Zeldersche Driessen	0,01	
Bekendelle	0,01	
Leenderbos, Grootte Heide & De Plateaux	0,01	
Aamsveen	0,01	

Natuurgebied	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonalen*
Yerseke en Kapelse Moer	0,01	
Strabrechtse Heide & Beuven	0,01	
Willinks Weust	0,01	
Boschhuizerbergen	0,01	
Deurnsche Peel & Mariapeel	0,01	
De Bruuk	0,01	
Zwin & Kievittepolder	0,01	
Weerter- en Budelerbergen & Ringselven	0,01	
Wooldse Veen	0,01	
Groote Peel	0,01	
Leudal	0,01	
Swalmdal	0,01	
Meinweg	0,01	
Vogelkreek	0,01	-
Roerdal	0,01	
Oeffelter Meent	0,01	
Groote Gat	0,01	
Sarsven en De Banen	0,01	
Brunsummerheide	0,01	
Geleenbeekdal	0,01	

Natuurgebied	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
Canisvliet	0,01	
Bunder- en Elslooërbos	0,01	
Geuldal	0,01	

* Als de hoogste depositietoename plaatsvindt op een hexagoon waar géén sprake is van een (naderende) stikstofoverbelasting, dan is de hoogste toename op een hexagoon met wel een (naderende) stikstofoverbelasting in deze kolom weergegeven.

Resultaten
per
habitatype
(mol/ha/j)

voor de 10
stikstofgevoelige
Natura 2000-
gebieden met het
hoogste resultaat

Schoorlse Duinen

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2180Abe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,05	
H2150 Duinheiden met struikhei	0,05	
H2140B Duinheiden met kraaihei (droog)	0,05	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,05	
H2140A Duinheiden met kraaihei (vochtig)	0,05	
H2120 Witte duinen	0,05	
H2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,05	
H2170 Kruipwilgstruwelen	0,05	
H2190Aom Vochtige duinvalleien (open water), oligo- tot mesotrofe vormen	0,05	
H2190C Vochtige duinvalleien (ontkalkt)	0,05	
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,05	
H2180B Duinbossen (vochtig)	0,04	
ZGH2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,04	
H2110 Embryonale duinen	0,03	
H2160 Duindoornstruwelen	0,03	

Noordhollands Duinreservaat

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2180A Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,05	
H2190A Vochtige duinvalleien (open water)	0,05	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,05	
H2140B Duinheiden met kraaihei (droog)	0,05	
H2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,05	
H2120 Witte duinen	0,05	
H2180B Duinbossen (vochtig)	0,05	
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,05	
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	0,05	
H2140A Duinheiden met kraaihei (vochtig)	0,05	
ZGH2180A Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,05	
ZGH2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,05	
H2160 Duindoornstruwelen	0,05	
Lg12 Zoom, mantel en droog struweel van de duinen	0,05	
H2150 Duinheiden met struikhei	0,05	
H2170 Kruiwilgstruwelen	0,05	
H2130C Grijze duinen (heischraal)	0,05	
H2190C Vochtige duinvalleien (ontkalkt)	0,04	
H7210 Galigaanmoerassen	0,04	

Noordhollands Duinreservaat

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H6410 Blauwgraslanden	0,04	

Duinen Den Helder-Callantsoog

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2180Abe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,05	
H6410 Blauwgraslanden	0,05	
H2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,05	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,05	
H2120 Witte duinen	0,04	
H2140B Duinheiden met kraaihei (droog)	0,04	
H2190C Vochtige duinvalleien (ontkalkt)	0,04	
H2190Aom Vochtige duinvalleien (open water), oligo- tot mesotrofe vormen	0,03	
H2160 Duindoornstruwelen	0,03	
H2170 Kruiwilgstruwelen	0,03	

Zwanenwater & Pettemerduinen

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2150 Duinheiden met struikhei	0,05	
H2180Abe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,05	
H2180B Duinbossen (vochtig)	0,05	
ZGH2170 Kruipwilgstruwelen	0,05	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,05	
H2140B Duinheiden met kraaihei (droog)	0,05	
H2190C Vochtige duinvalleien (ontkalkt)	0,05	
H2120 Witte duinen	0,04	
H7210 Galigaanmoerassen	0,04	
H2140A Duinheiden met kraaihei (vochtig)	0,04	
H6230vka Heischrale graslanden, vochtig kalkarm	0,04	
H2190Aom Vochtige duinvalleien (open water), oligo- tot mesotrofe vormen	0,04	
H2170 Kruipwilgstruwelen	0,04	
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	0,04	
H6410 Blauwgraslanden	0,04	
H9999:85 Habitatype onbekend/onzeker KDW op basis meest kritische relevante type (H2130B;H6230).	0,04	
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,04	
ZGH2120 Witte duinen	0,03	
ZGH2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,03	

Zwanenwater & Pettemerduinen

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2110 Embryonale duinen	0,03	
ZGH2130A Grijs duinen (kalkrijk)	0,03	

Duinen en Lage Land Texel

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2180Abe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,05	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,05	
H2180B Duinbossen (vochtig)	0,05	
H2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,05	
H2140B Duinheiden met kraaihei (droog)	0,05	
H2150 Duinheiden met struikhei	0,05	
ZGH2180Abe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,04	
ZGH2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,04	
H2130C Grijze duinen (heischraal)	0,04	
ZGH2180B Duinbossen (vochtig)	0,04	
H9999:2 Habitatype onbekend/onzeker KDW op basis meest kritische relevante type (H2130B;H2130C).	0,04	
H2160 Duindoornstruwelen	0,04	
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	0,04	
H2190Aom Vochtige duinvalleien (open water), oligo- tot mesotrofe vormen	0,04	
H2120 Witte duinen	0,04	
H2190C Vochtige duinvalleien (ontkalkt)	0,04	
H7210 Galigaanmoerassen	0,04	
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,04	
H2140A Duinheiden met kraaihei (vochtig)	0,03	

Duinen en Lage Land Texel

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2170 Kruiwilgstruwelen	0,03	
H1330A Schorren en zilte graslanden (buitendijks)	0,03	
H2110 Embryonale duinen	0,03	
H1310B Zilte pionierbegroeiingen (zeevetmuur)	0,03	
H1310A Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal)	0,03	
H1330B Schorren en zilte graslanden (binnendijks)	0,03	

Kennemerland-Zuid

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2180A Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,05	
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,05	
H2160 Duindoornstruwelen	0,05	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,05	
H2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,05	
Lg12 Zoom, mantel en droog struweel van de duinen	0,04	
H2180Abe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,04	
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	0,04	
H2180B Duinbossen (vochtig)	0,04	
ZGH2180A Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,04	
H2120 Witte duinen	0,04	
ZGH2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,04	
ZGH2160 Duindoornstruwelen	0,04	
H2170 Kruipwilgstruwelen	0,04	
H2190A Vochtige duinvalleien (open water)	0,04	
ZGH2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,04	
H2190C Vochtige duinvalleien (ontkalkt)	0,03	
ZGH2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,03	
H2150 Duinheiden met struikhei	0,03	

Kennemerland-Zuid

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2190Aom Vochtige duinvalleien (open water), oligo- tot mesotrofe vormen	0,03	
H2110 Embryonale duinen	0,03	
ZGH2120 Witte duinen	0,03	
ZGH2190A Vochtige duinvalleien (open water)	0,03	
H2130C Grijs duinen (heischraal)	0,03	
H9999:88 Habitatype onbekend/onzeker KDW op basis meest kritische relevante type (H2130B;H2130C).	0,03	
ZGH2170 Kruiwilgstruwelen	0,02	-

Meijendel & Berkheide

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H218oC Duinbossen (binnenduinrand)	0,03	
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,03	
H218oAo Duinbossen (droog), overig	0,03	
H212o Witte duinen	0,03	
ZGH216o Duindoornstruwelen	0,03	
H216o Duindoornstruwelen	0,03	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,03	
Lg12 Zoom, mantel en droog struweel van de duinen	0,03	
H218oB Duinbossen (vochtig)	0,03	
H218oAbe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,03	
ZGH2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,03	
ZGH218oAo Duinbossen (droog), overig	0,03	
ZGH218oC Duinbossen (binnenduinrand)	0,03	
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	0,03	
H2190Ae Vochtige duinvalleien (open water), (matig) eutrofe vormen	0,03	
ZGH2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,03	
ZGH218oB Duinbossen (vochtig)	0,02	
ZGH218oAbe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,02	
H2190Aom Vochtige duinvalleien (open water), oligo- tot mesotrofe vormen	0,02	

Duinen Vlieland

Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
ZGH218oAbe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,03	
H218oAbe Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,03	
ZGH218oB Duinbossen (vochtig)	0,03	
H212o Witte duinen	0,03	
H214oB Duinheiden met kraaihei (droog)	0,03	
H214oA Duinheiden met kraaihei (vochtig)	0,03	
H219oC Vochtige duinvalleien (ontkalkt)	0,03	
H213oB Grijze duinen (kalkarm)	0,03	
H215o Duinheiden met struikhei	0,03	
H218oB Duinbossen (vochtig)	0,03	
H219oAom Vochtige duinvalleien (open water), oligo- tot mesotrofe vormen	0,03	
H213oC Grijze duinen (heischraal)	0,03	
H133oA Schorren en zilte graslanden (buitendijks)	0,02	
H219oB Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	0,02	
H216o Duindoornstruwelen	0,02	
H213oA Grijze duinen (kalkrijk)	0,02	
H217o Kruipwilgstruwelen	0,02	-
H131oA Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal)	0,02	-

Waddenzee

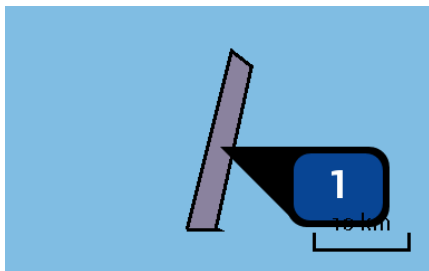
Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H1330A Schorren en zilte graslanden (buitendijks)	0,03	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,03	
ZGH2160 Duindoornstruwelen	0,03	
H2160 Duindoornstruwelen	0,03	
H1310A Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal)	0,03	
ZGH2120 Witte duinen	0,03	
ZGH2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,03	
H1310B Zilte pionierbegroeiingen (zeevetmuur)	0,03	
ZGH2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	0,03	
H1320 Slijkgrasvelden	0,03	
H2110 Embryonale duinen	0,03	
ZGH2110 Embryonale duinen	0,03	
H2120 Witte duinen	0,03	
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	0,02	0,01
ZGH1330B Schorren en zilte graslanden (binnendijks)	0,01	-
ZGH1310A Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal)	0,01	-

Westduinpark & Wapendal

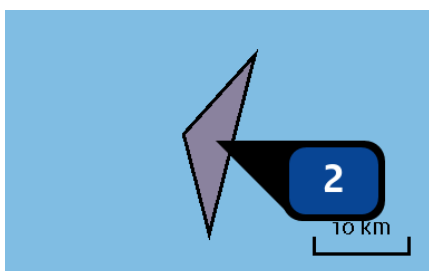
Habitatype	Hoogste bijdrage	Bijdrage op (bijna) overbelaste hexagonen*
H2180C Duinbossen (binnenduinrand)	0,03	
H2160 Duindoornstruwelen	0,03	
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	0,03	
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	0,03	
H2180A Duinbossen (droog), berken-eikenbos	0,03	
H2150 Duinheiden met struikhei	0,03	
H2180Ao Duinbossen (droog), overig	0,03	
H2120 Witte duinen	0,03	

* Als de hoogste depositietoename plaatsvindt op een hexagoon waar géén sprake is van een (naderende) stikstofoverbelasting, dan is de hoogste toename op een hexagoon met wel een (naderende) stikstofoverbelasting in deze kolom weergegeven.

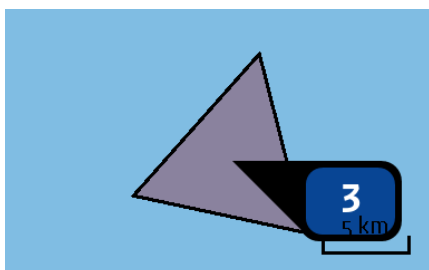
Emissie
(per bron)
Best Case HKW



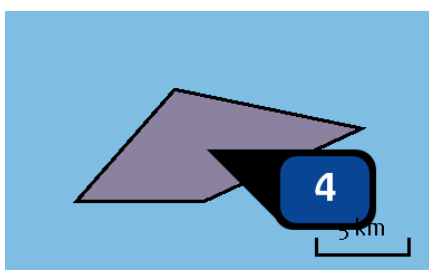
Naam **Deelgebied NO**
 Locatie (X,Y) **50003, 525507**
 Uitstoothoogte **6,0 m**
 Oppervlakte **4.993,8 ha**
 Spreiding **4,0 m**
 Warmteinhoud **0,100 MW**
 Temporele variatie **Continue emissie**
 NOx **5.940,90 kg/j**



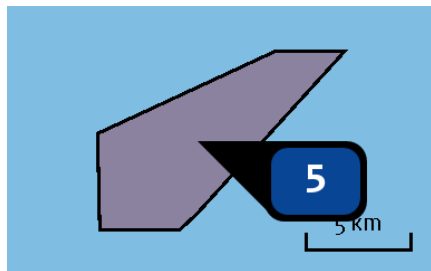
Naam **Deelgebied NW**
 Locatie (X,Y) **47103, 526533**
 Uitstoothoogte **6,0 m**
 Oppervlakte **4.999,8 ha**
 Spreiding **4,0 m**
 Warmteinhoud **0,100 MW**
 Temporele variatie **Continue emissie**
 NOx **5.940,90 kg/j**



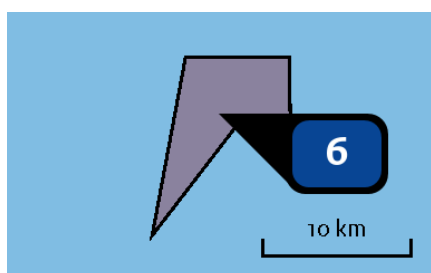
Naam **Deelgebied WNW**
 Locatie (X,Y) **42155, 521003**
 Uitstoothoogte **6,0 m**
 Oppervlakte **4.987,7 ha**
 Spreiding **4,0 m**
 Warmteinhoud **0,100 MW**
 Temporele variatie **Continue emissie**
 NOx **5.928,80 kg/j**



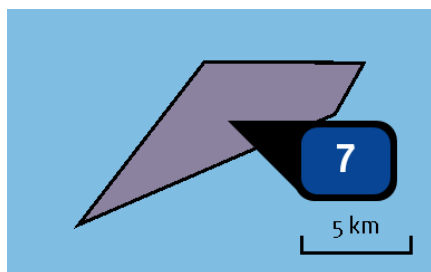
Naam **Deelgebied W**
 Locatie (X,Y) **38061, 515656**
 Uitstoothoogte **6,0 m**
 Oppervlakte **4.999,6 ha**
 Spreiding **4,0 m**
 Warmteinhoud **0,100 MW**
 Temporele variatie **Continue emissie**
 NOx **5.942,80 kg/j**



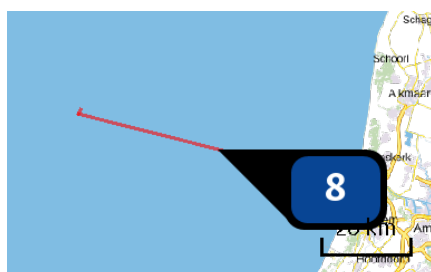
Naam **Deelgebied ZO**
 Locatie (X,Y) **42705, 512538**
 Uitstoothoogte **6,0 m**
 Oppervlakte **4.998,9 ha**
 Spreiding **4,0 m**
 Warmteinhoud **0,100 MW**
 Temporele variatie **Continue emissie**
 NOx **5.942,00 kg/j**



Naam **Deelgebied ZW**
 Locatie (X,Y) **33243, 509014**
 Uitstoothoogte **6,0 m**
 Oppervlakte **4.997,3 ha**
 Spreiding **4,0 m**
 Warmteinhoud **0,100 MW**
 Temporele variatie **Continue emissie**
 NOx **5.940,10 kg/j**



Naam **Deelgebied Z**
 Locatie (X,Y) **35585, 505618**
 Uitstoothoogte **6,0 m**
 Oppervlakte **3.819,4 ha**
 Spreiding **4,0 m**
 Warmteinhoud **0,100 MW**
 Temporele variatie **Continue emissie**
 NOx **4.327,80 kg/j**



Naam **Transport**
 Locatie (X,Y) **69363, 504919**
 Uitstoothoogte **6,0 m**
 Warmteinhoud **0,240 MW**
 Temporele variatie **Transport**
 NOx **1.236,70 kg/j**

Disclaimer

Hoewel verstrekte gegevens kunnen dienen ter onderbouwing van een vergunningaanvraag, kunnen er geen rechten aan worden ontleend. De eigenaar van AERIUS aanvaardt geen aansprakelijkheid voor de inhoud van de door de gebruiker aangeboden informatie. Bovenstaande gegevens zijn enkel bruikbaar tot er een nieuwe versie van AERIUS beschikbaar is. AERIUS is een geregistreerd handelsmerk in Europa. Alle rechten die niet expliciet worden verleend, zijn voorbehouden.

Rekenbasis

Deze berekening is tot stand gekomen op basis van:

AERIUS versie [2020_20201103_bed432f8ee](#)

Database versie [2020_20201013_1649cba239](#)

Voor meer informatie over de gebruikte methodiek en data zie:

<https://www.aerius.nl/nl/factsheets/release/aerius-calculator-2020>

BIJLAGE 3

ECOLOGISCHE BETEKENIS VAN STIKSTOF



Planten kunnen stikstof via de wortels opnemen in de vorm van nitraat (NO_3^-). Stikstof dat in de vorm van ammonium (NH_4^+) in de bodem aanwezig is, moet daarom eerst via denitrificatie omgezet worden in nitriet en nitraat (figuur 1). Ammonium kan zowel door depositie als door mineralisatie van organisch materiaal in de bodem terecht komen.

Stikstofverbindingen zijn in veel half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen beperkend voor de plantengroei. Nogal wat plantensoorten zijn aangepast aan nutriëntenarme omstandigheden en kunnen alleen succesvol voortbestaan op bodems met lage N-niveaus, omdat ze hier geen concurrentie ondervinden van snelgroeiende en stikstoftolerante soorten zoals grassen, bramen en brandnetels.

Stikstof kan op verschillende manieren in het leefmilieu van planten terechtkomen: door mineralisatie van organisch materiaal, aanvoer via water of de lucht en door natuurlijke of door mensen uitgevoerde bemesting (figuur 1). Stikstof kan weer uit het leefmilieu worden verwijderd door denitrificatie door bacteriën, uitspoeling, opname in de voedselketen en oogst van gewas (waaronder ook cyclisch natuurbeheer valt).

1.3 Stikstofemissie en stikstofdepositie

De uitstoot (emissie) van luchtverontreinigende stoffen is in West-Europa in de loop van de twintigste eeuw sterk toegenomen. Tot eind jaren zeventig van de vorige eeuw was zwaveldioxide (SO_2) de hoofdcomponent van luchtverontreiniging, maar daarna zijn stikstofverbindingen relatief en absoluut steeds belangrijker geworden. Stikstofoxiden (NO_x : vooral NO_2 en NO) ontstaan hoofdzakelijk bij de verbranding van fossiele brandstoffen in de industrie, elektriciteitscentrales, verwarmingsinstallaties en verkeer. De grootste bron hiervan is op dit moment het (vracht)verkeer. Ammoniakgas (NH_3) komt vooral vrij door vervluchtiging uit mest en urine bij beweiding, in de stal of opslag, en vroeger als de mest uitgereden werd over het land. Andere bronnen zijn de industrie, waar ammoniak vrijkomt bij enkele productieprocessen, het autoverkeer en de opslag van afvalwater.

Stikstofoxiden en ammoniak komen na emissie in de atmosfeer terecht. Eenmaal in de lucht wordt het geëmitteerde gas meegevoerd door de wind, waardoor het snel wordt verspreid, waardoor snel verdunning van de concentraties aan stoffen optreedt. Ook ondergaan deze stoffen chemische reacties onder invloed van het zonlicht en de aanwezigheid van andere stoffen. Hierdoor kunnen zowel de chemische samenstelling als de vorm van de stikstofhoudende deeltjes veranderen. In de atmosfeer komen stikstofverbindingen daardoor zowel als gas, ion en aerosol (kleine vaste deeltjes) voor. Omzetting in aerosolen is onder meer van belang voor de afstand waarover de desbetreffende stoffen getransporteerd worden.

Hoe ver de verschillende componenten komen wordt bepaald door een complex van factoren, waarbij vooral de emissiehoogte, de uitstroomsnelheid, de atmosferische omstandigheden (snelheid van luchtstromingen, turbulentie e.d.), de snelheid van chemische omzettingen, de depositiesnelheid van de desbetreffende verbinding en de aard en ruwheid van het aardoppervlak met zijn vegetatie van belang zijn. Uiteindelijk zullen al deze stoffen op het aardoppervlak terechtkomen. Dit proces wordt depositie genoemd en kan op verschillende manieren verlopen.

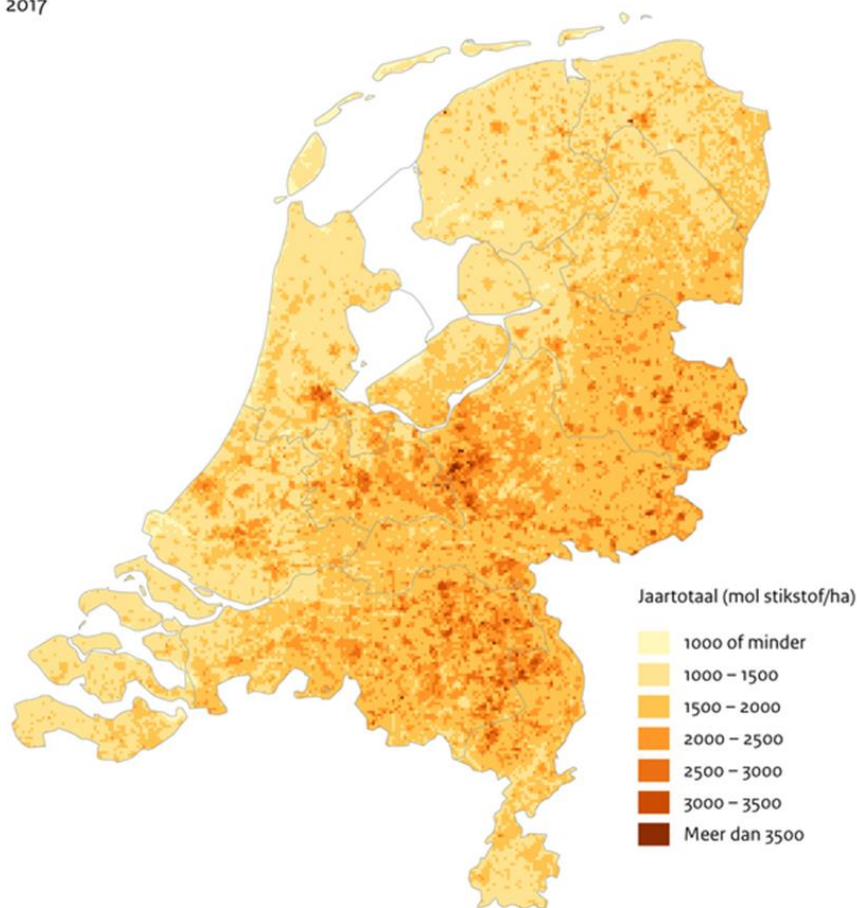
De directe afzetting of absorptie van gassen of aerosolen uit de atmosfeer aan het aardoppervlak (bodem, water of vegetatie) wordt droge depositie genoemd. Hoe hoger de snelheid van de depositie is, des te sneller wordt het gas of het deeltje uit de atmosfeer verwijderd. Zo is de transportafstand van NH_3 kort door de hoge depositiesnelheid van dit gas, terwijl die van het ammoniumaerosol door zijn lagere depositiesnelheid veel groter is. Een groot deel van de NO_2 wordt door het verkeer op laag niveau uitgestoten. Echter, door de lage depositiesnelheid van NO_2 wordt deze stof toch veelal over grote afstanden getransporteerd.

Daarnaast treedt natte depositie op, het oplossen in wolken of regenwater en daaropvolgende neerslag van stikstofverbindingen. De natte depositie levert ongeveer 25-30% van de totale N-depositie. De rest is droge depositie.

Door de ruimtelijke verspreiding van de bronnen en de verschillende transport- en omzettingsprocessen in de atmosfeer, is de depositie van N-verbindingen niet overal gelijk (figuur 2). Zelfs in een klein land als Nederland zijn de verschillen groot: zo is de totale depositie van NO_x (de som van droge en natte depositie van $\text{NO} + \text{NO}_2 + \text{HNO}_3$) in de stedelijke gebieden (o.a. in het westen van ons land) duidelijk hoger, terwijl de totale depositie van NH_x (de som van droge en natte depositie van NH_4^+ en NH_3) hoger is in het landelijk gebied, waarbij de hoogste waarden in het Peelgebied, de Gelderse Vallei, Twente en de Achterhoek worden gevonden.

Vermestende depositie

2017



Bron: RIVM, 2019

PBL/apr19
www.clo.nl/nl018917

Figuur 2 Achtergronddepositie stikstof in 2017 (bron: RIVM, 2019)

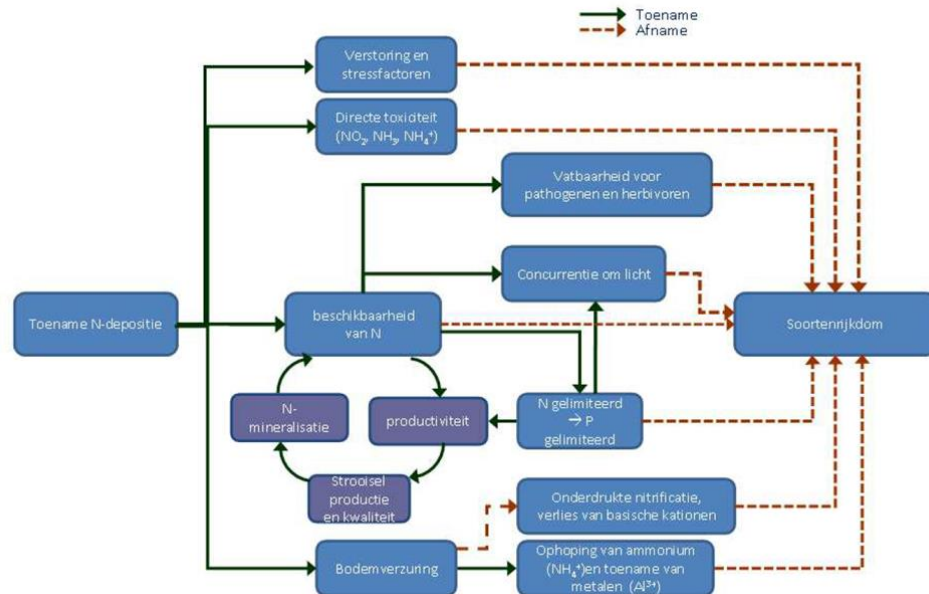
1.4 Effecten van verhoogde beschikbaarheid van stikstof

De gevolgen die als gevolg van een te hoge toevoer van reactieve stikstof voor planten kunnen optreden zijn (figuur 3):

- Directe toxiciteit van hoge concentraties van gassen op individuele plantensoorten. De huidige concentraties van NH_3 en NO_x zijn in Nederland echter zo laag dat dit bijna niet meer voorkomt en zeker niet als gevolg van tijdelijke en kleine verhogingen van de stikstofdepositie zoals bij het project Hollandse Kust (west);
- Eutrofiëring door geleidelijke toename van de beschikbaarheid van stikstof. Een toename van de atmosferische stikstofdepositie in een voorheen onbelast gebied leidt in eerste instantie tot een toename van de beschikbaarheid van stikstof in bodem of water en aldus tot een verhoogde opname van stikstofverbindingen door de vegetatie. Dit proces wordt eutrofiëring genoemd. Door verhoogde toevoer en accumulatie van N-verbindingen zal de beschikbaarheid van stikstof voor planten geleidelijk toenemen. Als gevolg hiervan worden

planten die in een stikstofarm milieu leven overheerst door (sneller) opkomende planten die gedijen bij veel stikstof, dit leidt bijvoorbeeld tot vergrassing;

- c. Verzuring van bodem en water. Verzuring, oftewel afname van de buffercapaciteit, is een langetermijnproces dat ook van nature plaatsvindt door carbonzuur of organische zuren maar wat (zeer sterk) versneld kan worden door de toevoer van zure of verzurende stoffen uit de atmosfeer. Afhankelijk van de bodemsamenstelling kan dit complexe proces leiden tot een lagere pH, verhoogde uitspoeling van kationen (calcium, magnesium of kalium), verhoogde concentraties aan toxische metalen (vooral van aluminium) en veranderingen in de verhouding tussen nitraat en ammonium in de bodem (Van Breemen et al, 1982 en Clark & Tilman, 2008). In deze situatie kunnen plantensoorten die resistent zijn tegen dergelijke zure omstandigheden gaan overheersen en verdwijnen veel van de soorten die voorkomen in een milieu met een meer neutrale pH;
- d. Negatieve effecten van de verhoogde beschikbaarheid van gereduceerd N (ammonium). In veel gebieden met hoge N-depositie heeft gereduceerd N een groot aandeel in de totale N-depositie. Dit kan tot gevolg hebben dat ammonium de overheersende N-vorm in de bodem is. Dit is vooral het geval in bodems met een van nature lage omzetting van nitraat naar ammonium (pH < 4,5) of wanneer de bodem is verzuurd door atmosferische depositie. De omzetting van nitraat naar ammonium is een microbieel proces dat nitrificatie wordt genoemd. Verhoogde concentraties ammonium in de bodem of in het water kunnen allerlei negatieve gevolgen voor de plantengroei hebben. Deze effecten zijn het grootst in gebieden met voorheen matig gebufferde bodemcondities (pH 4,5-6,8) (Stevens et al, 2011). Juist zulke omstandigheden zijn vaak rijk aan bedreigde plantensoorten, zodat het aantal daarvan al gauw zal afnemen (Kleijn et al, 2008);
- e. Toegenomen gevoeligheid voor secundaire stressfactoren, zoals schimmelinfecties en insectenplagen en vorst- of droogteschade. Luchtverontreiniging kan de vitaliteit van soorten verminderen, waardoor deze gevoeliger worden voor aantasting door schimmels, bacteriën, virussen of insecten. Ook de verhoging van het stikstofgehalte in de bladeren of wortels kan verhoogde aantasting door herbivore (plaag)insecten zoals de heidekever veroorzaken (Berdowski, 1987). Door veranderingen in de fysiologie of groei kan bovendien de tolerantie van plantensoorten voor droogte of vorst veranderen.
- f. Verschuivingen in de chemische samenstelling (bijv. aminozuursamenstelling) van planten onder invloed van een grotere N-beschikbaarheid.



Figuur 3 Schematisch overzicht van de effecten van stikstofdepositie (Bobbink & Lamers, 2009, Kros et al, 2008 en naar Bobbink & Hettelingh, 2011)

Omdat soorten verschillend reageren op de invloed van stikstof, ontstaan veranderingen in groeisnelheid en daarmee in concurrentieverhouding tussen soorten. Dit leidt tot verdringing van minder concurrentiekrachtige soorten door stikstof minnende (nitrofiële) soorten, aangezien een groot deel van de soorten in half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen juist is aangepast aan een lage stikstofbeschikbaarheid in de bodem. De samenstelling van vegetaties (en daarmee ook van habitattypen) kan daardoor veranderen. Over het algemeen leidt dit tot verlies van langzaam groeiende, en voor de habitattypen kenmerkende soorten. De kwaliteit van de habitattypen neemt daardoor af. Daardoor verandert ook de kwaliteit van de vegetatie als voedsel voor herbivoren en leefgebied voor tal van diersoorten, met allerlei gevolgen voor diersoorten hoger in de voedselketen.

De situatie in Nederland is samen te vatten als een langdurige (decennia) hoge belasting van stikstof, hoger dan de KDW's van habitattypen. Als gevolg van deze langdurige hoge belasting kunnen, met uitzondering van directe schade, de effecten optreden zoals in deze paragraaf opgesomd. Inzake de omvang waarbij effecten optreden concludeert Mouissie (2019) op basis van de onzekerheden in de berekening van de KDW en experimentele studies over dosis-effect relaties, dat meetbare ecologische relevante effecten ten gevolge van stikstofdepositie kunnen optreden bij een toename van meer dan 70 mol N/ha/jr. Experimentele veldstudies betreffen vaak langjarige studies naar effecten van toenames die vele tientallen tot honderden mol N/ha/jaar bedragen, aangezien bij kleinere hoeveelheden geen verandering in de plantensamenstelling is waar te nemen. Uit een analyse van een groot aantal veldstudies blijkt dat bij een depositie rond de KDW het verlies van soorten op kan treden bij een structurele toename van 20 mol N/ha/jaar of hoger. In sterk overbelaste situaties treedt verder soortenverlies op bij hogere toenames van 35 mol of meer. Habitats zijn dan ook gevoeliger voor een structurele toename in de depositie als de achtergronddepositie rond de KDW ligt (Caporn et al. 2016; Bobbink & Hettelingh 2011).

1.5 Kritische depositiewaarden

In deze beoordeling wordt het begrip Kritische depositiewaarde (hierna KDW) gehanteerd. KDW's zijn gehanteerd om af te bakenen welke habitats als stikstofgevoelig worden beschouwd in dit project. De kritische depositiewaarde voor stikstof is gedefinieerd als “de grens, waarboven het risico niet kan worden uitgesloten dat de kwaliteit van het habitatype significant wordt aangetast als gevolg van de verzurende en/of vermestende invloed van de atmosferische stikstofdepositie” (Van Dobben & Van Hinsberg, 2008).

De kritische depositiewaarden die in de herstelstrategieën als uitgangspunt worden genomen, zijn specifiek voor habitattypen in Nederland vastgesteld in Van Dobben et al. (2012). In dat rapport zijn verschillende kennisbronnen ten aanzien van kritische depositiewaarden met elkaar gecombineerd via een vast protocol (Van Dobben et al, 2012). De kritische depositiewaarden konden worden vastgesteld met een nauwkeurigheid van 70 mol/ha/jaar (= 1 kilogram N).

Van de 51 habitattypen die in Nederland voorkomen zijn 45 gevoelig voor een overmaat van stikstof. De kritische depositiewaarden van deze habitattypen variëren van 400 tot 2400 mol/ha/jaar.

Wanneer de achtergronddepositie ter plekke van een habitatype hoger is dan de KDW van dat habitatype, of wanneer door toevoeging de KDW wordt overschreden, kan niet worden uitgesloten dat een verdere toename van de stikstofdepositie leidt tot (verdere) aantasting van dat habitatype. In Nederland wordt de KDW op dit moment in zeer veel stikstofgevoelige gebieden en habitattypen/leefgebieden overschreden.

De KDW van een habitatype is derhalve geen harde grens waarboven nadelige effecten op de vegetatie met zekerheid zullen optreden: “Deze unieke waarden moeten gezien worden als de meest waarschijnlijke waarde gezien de huidige stand van kennis. Wanneer de atmosferische depositie hoger is dan de KDW van het habitat bestaat er een duidelijk risico op een significant negatief effect, waardoor het instandhoudingsdoel voor een habitat (in termen van kwaliteit en oppervlakte) niet duurzaam kan worden gerealiseerd. Hoe hoger de overschrijding van het kritische niveau en hoe langduriger die overschrijding, hoe groter het risico op ongewenste effecten op de biodiversiteit” (van Dobben et al, 2012). In de uitspraak van de ABRvS inzake het PAS is aangegeven (r.o. 14.5 ECLI:NL:RVS:2019:1603):

Anders dan de Werkgroep ziet de Afdeling in het arrest [red. van de uitspraak van het Europese Hof van Justitie inzake de prejudiciële vragen over het PAS) geen aanknopingspunt dat de kritische depositiewaarde als een absolute grenswaarde zou gelden voor het bepalen van de gunstige staat van instandhouding van stikstofgevoelige habitattypen. De mate en duur van de overschrijding van de kritische depositiewaarde zijn naar het oordeel van de Afdeling wel belangrijke indicatoren voor de beoordeling of de daling van de depositie door de PAS-bronmaatregelen en de effecten van de herstelmaatregelen in de gebieden al dan niet nodig zijn voor het behoud en het voorkomen van verslechtering van de stikstofgevoelige natuurwaarden. Zo zal voor een gebied waar sprake is van een ongunstige staat van instandhouding en een forse, nog jarenlang voortdurende overschrijding van de kritische depositiewaarde, eerder sprake zijn van maatregelen die nodig zijn voor het behoud of voorkomen van verslechtering, dan voor een gebied waar zeker is dat, bijvoorbeeld door de

autonome ontwikkeling, de stikstofbelasting zodanig zal afnemen dat overschrijding binnen een afzienbare termijn de kritische depositiewaarde nadert.

In de kritische depositiewaarden is de invloed van andere bronnen dan depositie, zoals ammonificatie en denitrificatie en aanvoer via grond- en oppervlaktewater meegenomen. Ook is rekening gehouden met beheer van de habitattypen, als gevolg waarvan een aanzienlijk deel van de stikstof die opgeslagen is in het levende plantenmateriaal veelal weer uit het systeem wordt verwijderd.

1.6 Ontwikkeling van de stikstofdepositie in Nederland

De totale stikstofdepositie is in Nederland na 1950 tot aan het eind van de jaren tachtig van de vorige eeuw door de groei van de intensieve veehouderij en het gebruik van fossiele brandstoffen sterk gestegen. De landelijk gemiddelde stikstofdepositie bedroeg in 1990 ruim 2.700 mol stikstof per hectare en is sindsdien geleidelijk gedaald tot ruim 1.700 mol stikstof per hectare in 2016 (zie figuur 4). De daling is de laatste jaren afgevlakt. Dit komt onder andere doordat de ammoniakuitstoot niet meer daalde. Al drie tot vier decennia is gereduceerd N de overheersende vorm (> 75 %) van stikstofdepositie in Nederlandse natuurterreinen (De Haan et al, 2008).

Volgens de 'Emissieramingen luchtverontreinigende stoffen Nederland - rapportage-2017' van het Planbureau voor de Leefomgeving (Smeets et al, 2017) zal de totale uitstoot en daardoor ook de depositie van stikstof in de toekomst weer verder afnemen.

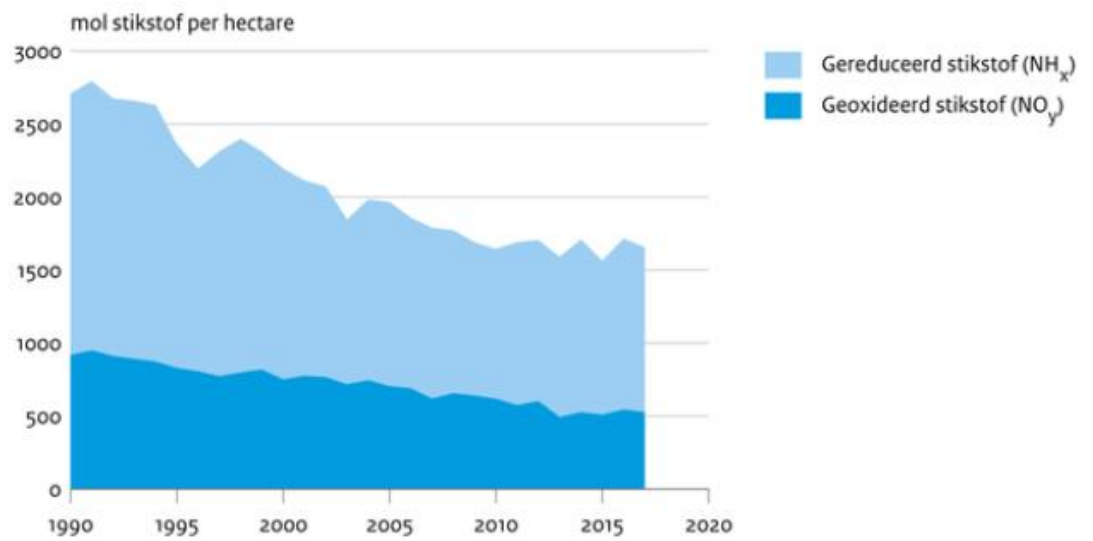
De daling in stikstofdepositie op lange termijn (1990-2016) is het gevolg van lagere emissies van zowel stikstofoxiden als van NH₃. De emissie van stikstofoxiden in Nederland daalde sinds 1990 met circa 65%. Deze daling is het resultaat van maatregelen bij het verkeer (o.a. invoering katalysator), bij de industrie en in de energiesector.

De NH₃ emissie door agrarische bronnen in Nederland is sinds 1990 met naar schatting 70% gedaald. Deze emissiedaling is het gevolg van maatregelen zoals verbeterde voersamenstelling, het gebruik van emissiearme stallen, het afdekken van mestilo's en het direct onderwerken van mest bij de aanwending.

In de periode 2005-2016 lijkt de totale stikstofdepositie (N-totaal) gedaald, echter deze daling is niet statistisch significant. Over deze periode is de depositie van gereduceerd stikstof niet, maar de depositie van geoxideerd stikstof wel gedaald.

Door meteorologische omstandigheden kunnen van jaar tot jaar variaties in de depositie optreden in de orde van grootte van 10%.

Vermestende depositie



Bron: RIVM 2019

RIVM/jun19
www.clo.nl/nl018917

Figuur 4 Ontwikkeling van stikstofdepositie in Nederland (bron: www.clo.nl/indicatoren/nl0189-1 vermestende-depositie)