

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.

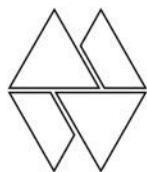
Trefwoorden: Milieu Effect Rapportage, Passende Beoordeling, windenergie op zee, windturbines, aanvaringsslachtoffers, verstoring, habitatverlies, barrièrewerking, zeevogels, trekvogels, vleermuizen, vissen, benthos

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

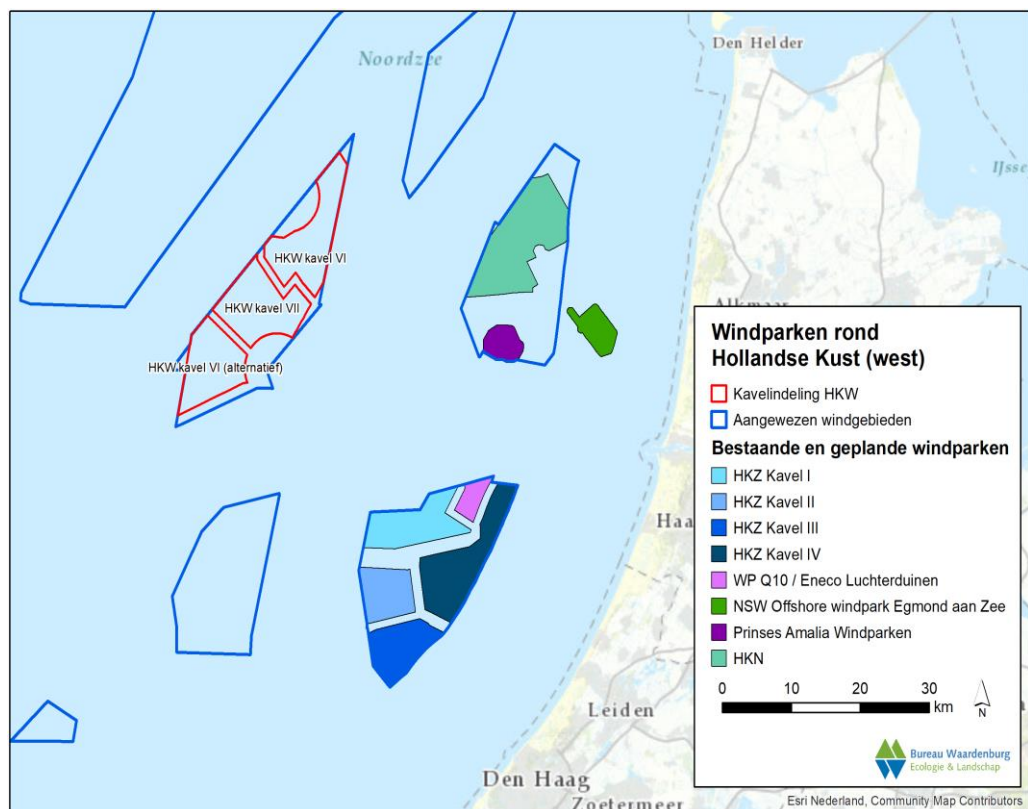
Voorwoord.....	3
1 Voorgenomen ingreep	7
1.1 Studiegebied.....	7
1.2 Ontwikkeling windenergie	8
1.3 Beoordelingskader.....	8
2 Huidige situatie	15
2.1 Inleiding en brongegevens.....	15
2.2 Vogels.....	23
2.5 Vleermuizen	66
2.6 Vissen.....	69
2.7 Benthos	73
3 Effecten windturbines op natuur.....	81
3.1 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

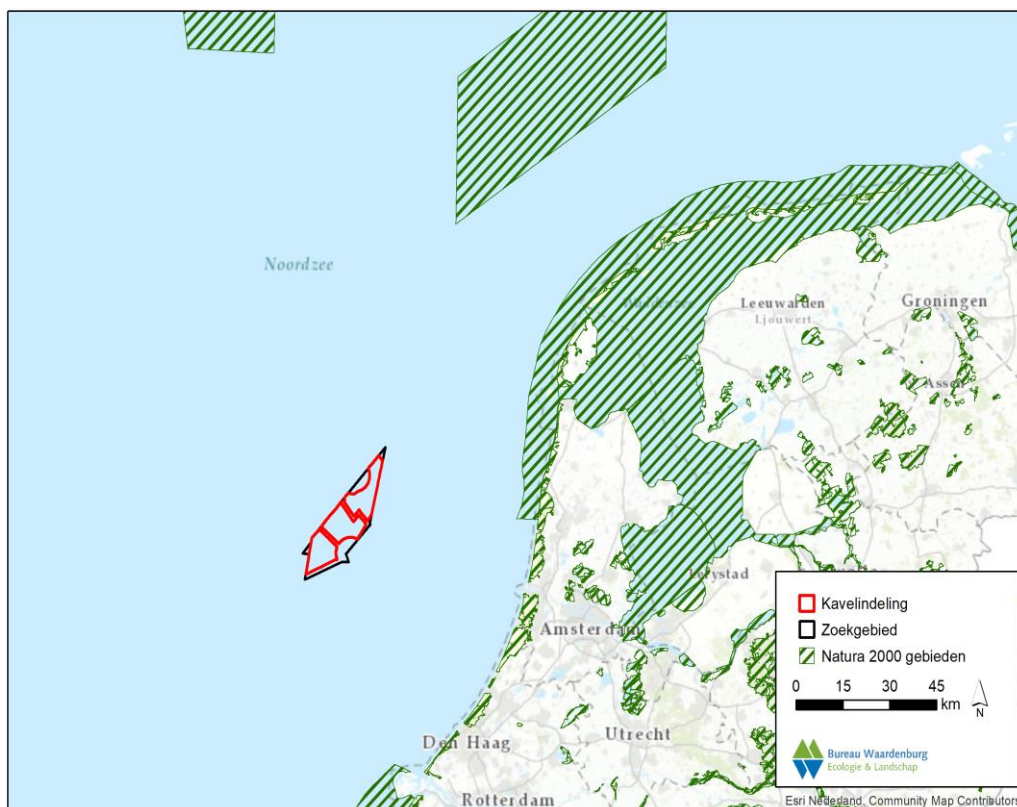
In de Wet windenergie op zee (Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten Energie-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit. De basis van 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 verbinding zones. 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.

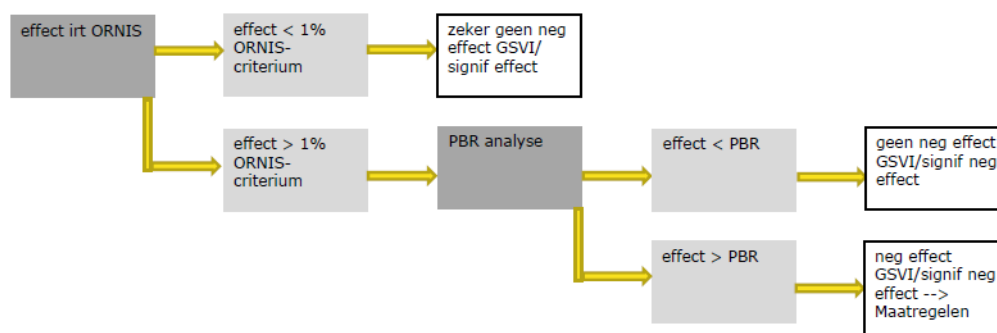
De 1% norm wordt in dit achtergronddocument met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen.

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 glaucooides</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).

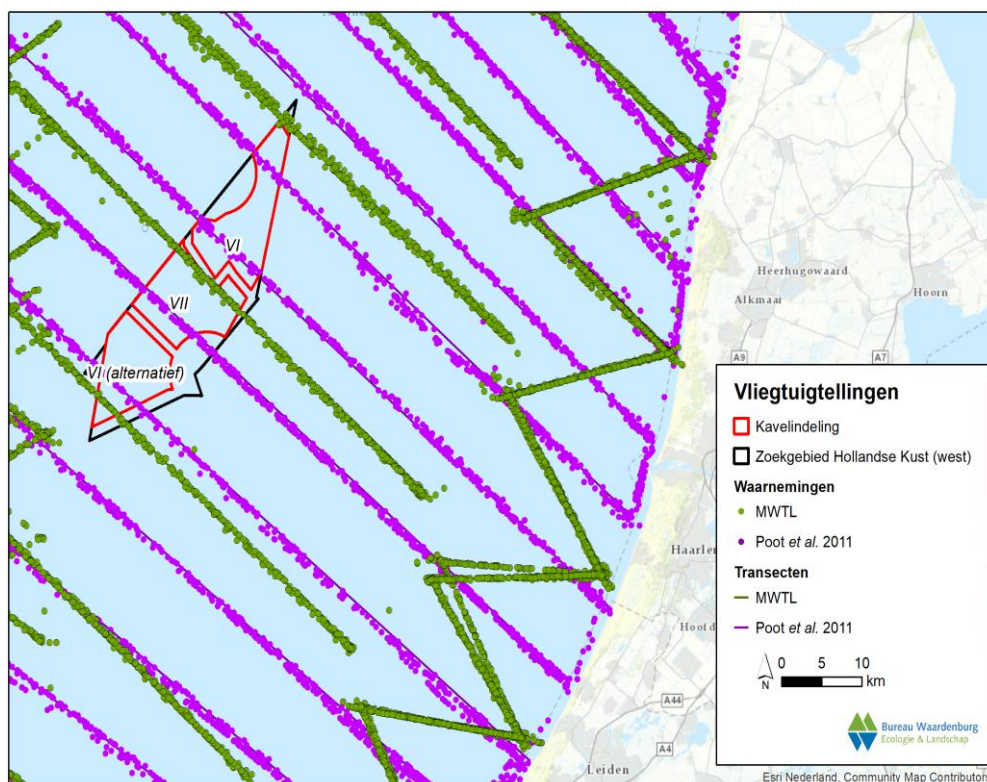
MWTL tellingen

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 papegaaaiduiker, 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. IJsdwerker 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 voorjaars trek 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).

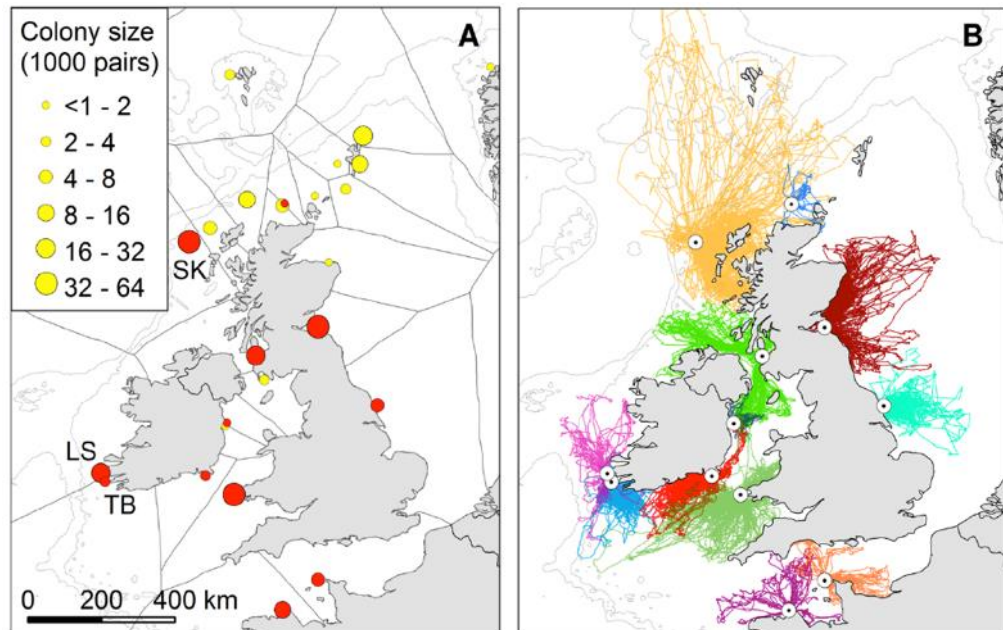
soort	gemiddelde afstand tot kolonie	gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	93	229	590
aalscholver	5	28	35
noordse stormvogel	48	400	800
drieteenmeeuw	25	66	200
kokmeeuw*	11	26	40
stormmeeuw*^	25	50	50
kleine mantelmeeuw	80	141	181
zilvermeeuw^	11	61	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).

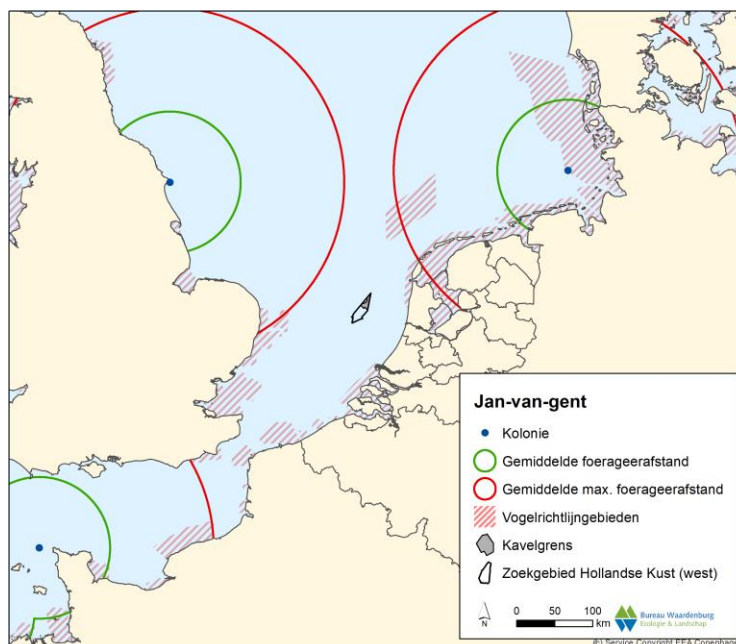
Tijdens een foerageertocht kunnen jan-van-genten zeer lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energiezuinige vliegwijze en lange tripduur. Wel is het zo dat de maximale afstand tot de kolonie daarmee niet automatisch ook erg groot is. Gebaseerd op de maximale vliegsnelheid en de duur van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

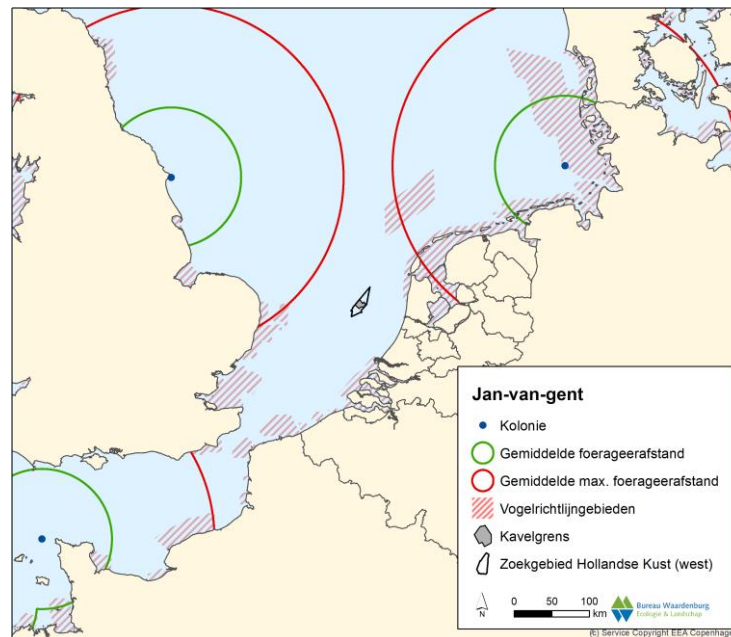
(veel) korter. Uit een studie met GPS loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange $63,6 \pm 8,9$ km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011).

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).



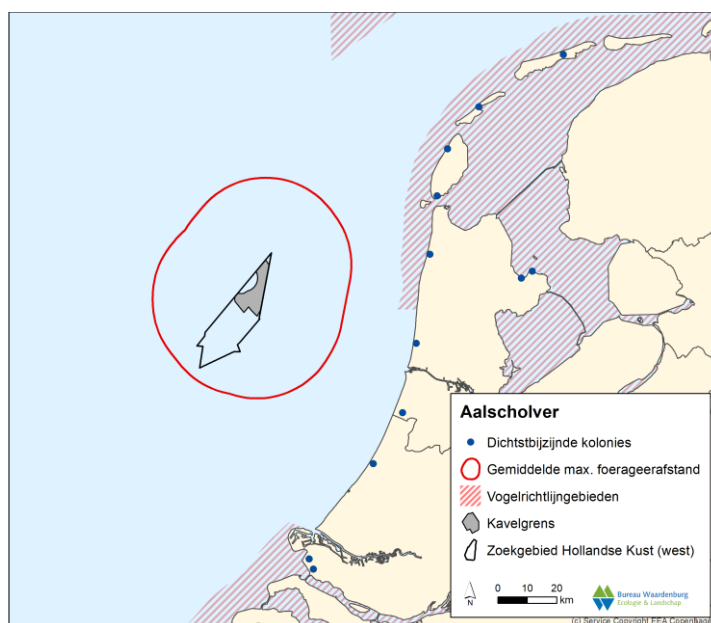
Figuur 2.3b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (93 en 229 km) vanuit jan-van-genten kolonies rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west).

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.



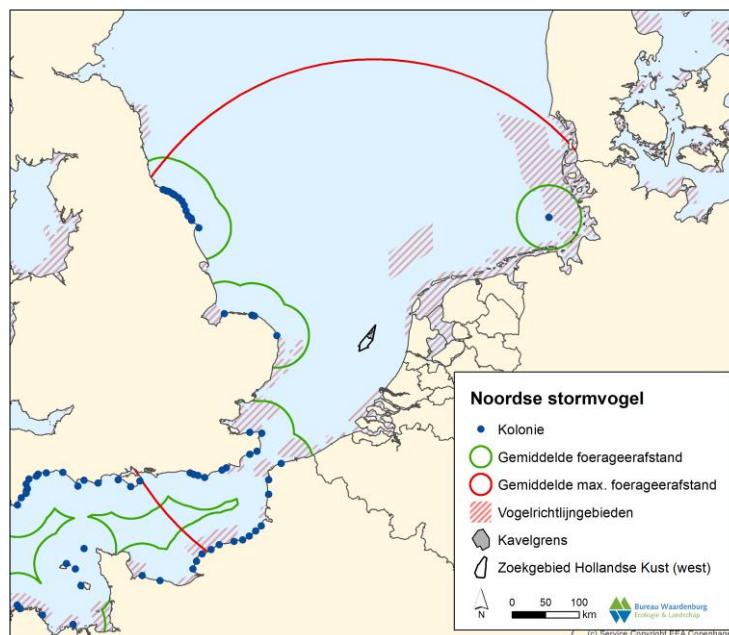
Figuur 2.4a Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholvers rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west).



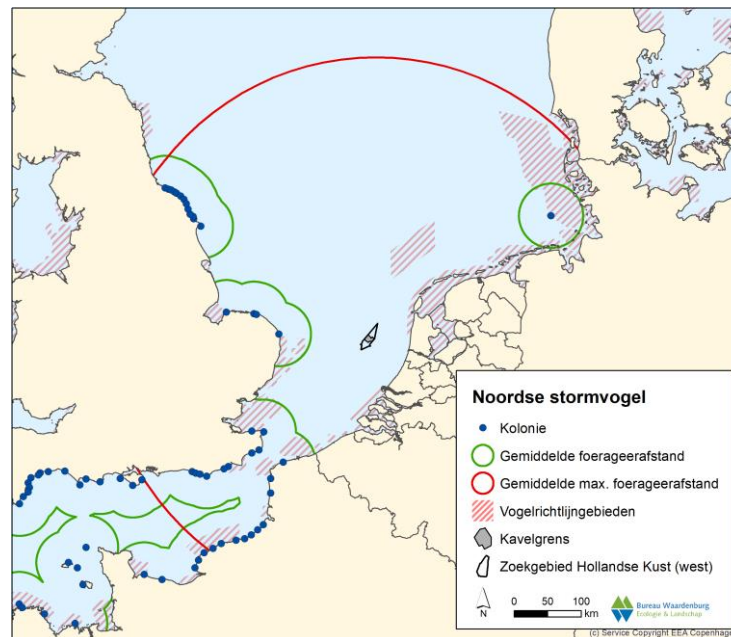
Figuur 2.4b Buffer met gemiddeld maximale foerageerafstand (28 km) van aalscholvers rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west).

Noordse stormvogel

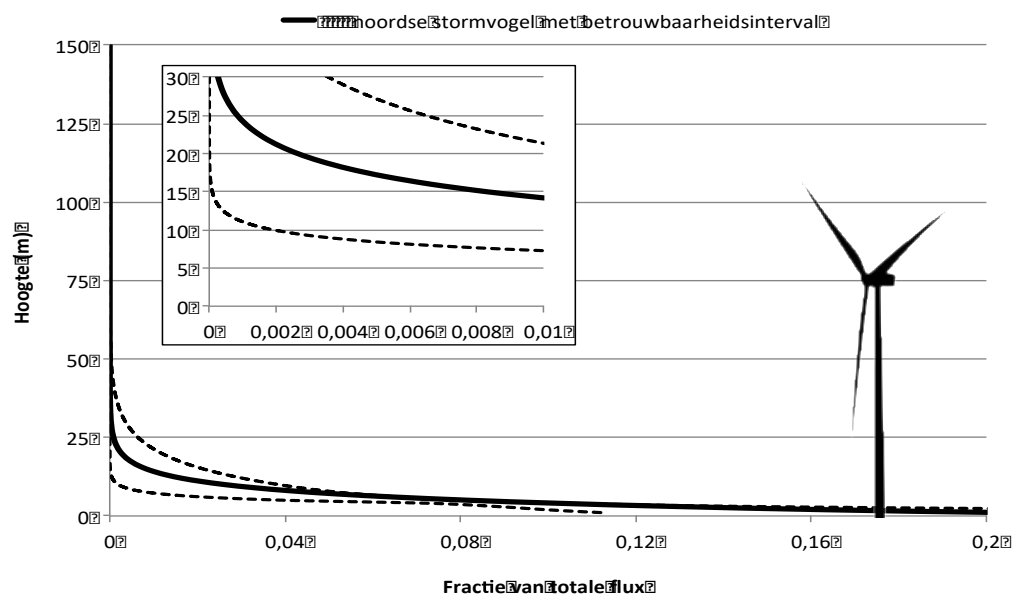
De noordse stormvogel heeft potentieel een grote foerageerrange vanuit de kolonie doordat ze meerdaagse trips kunnen maken. Maximale tripranges van enkele honderden tot meer dan duizend kilometer van de kolonie zijn in het verleden vastgesteld (b.v. Dunnet & Ollason 1982, Falk & Møller 1995). De meeste 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 foerageer afstand (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).

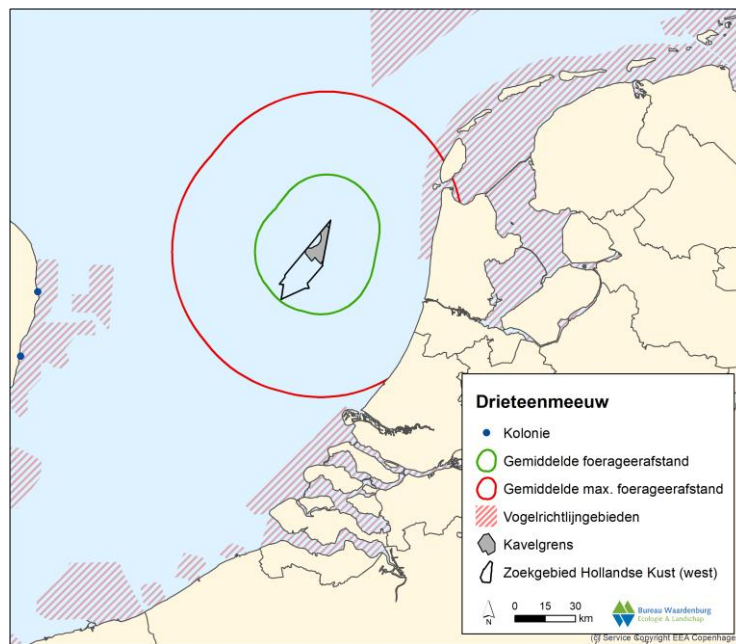


Figuur 2.6 Hoogteverdeling van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).

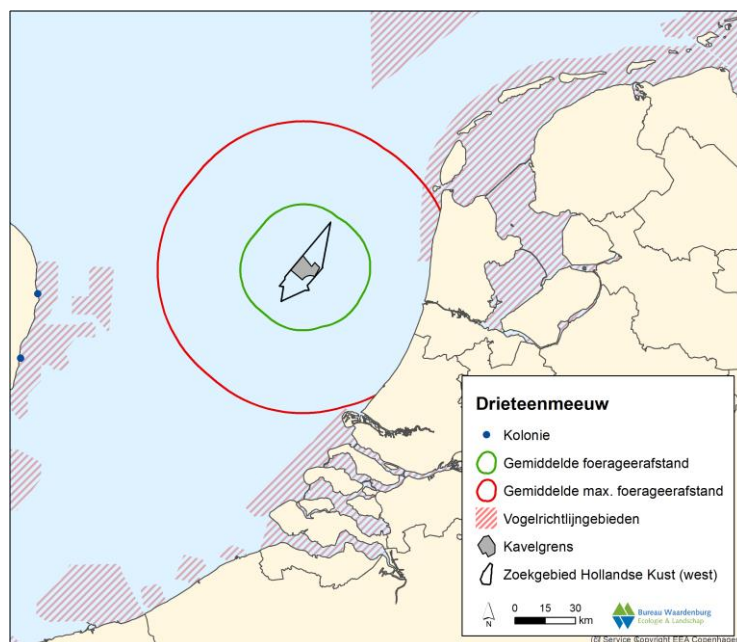
Drieteenmeeuw

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.



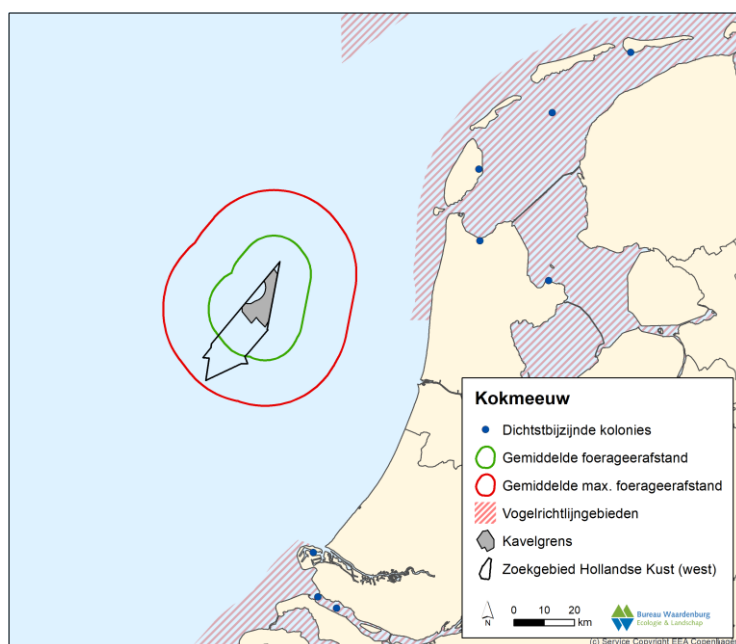
Figuur 2.7a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VI ligt **niet** binnen het bereik van de kolonies.



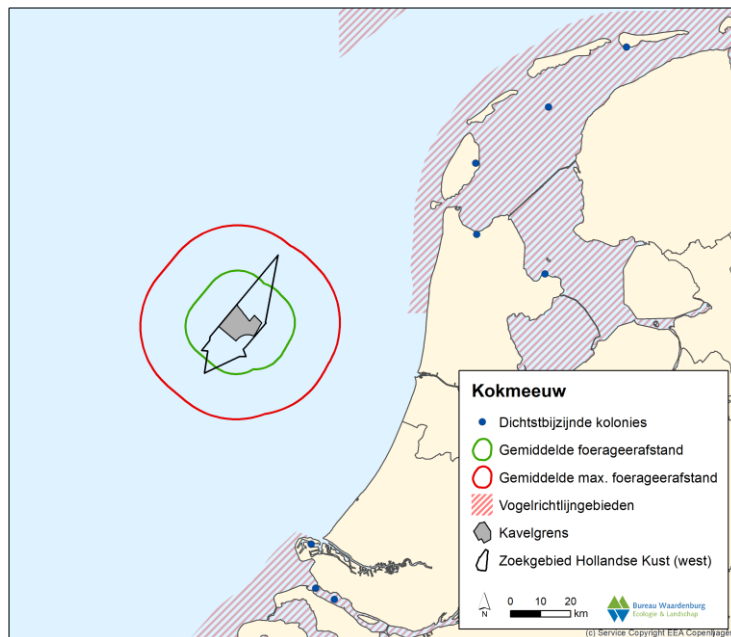
Figuur 2.7b Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van de drieteenmeeuw (25 en 66 km) rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VII ligt **niet** binnen het bereik van de kolonies.

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.



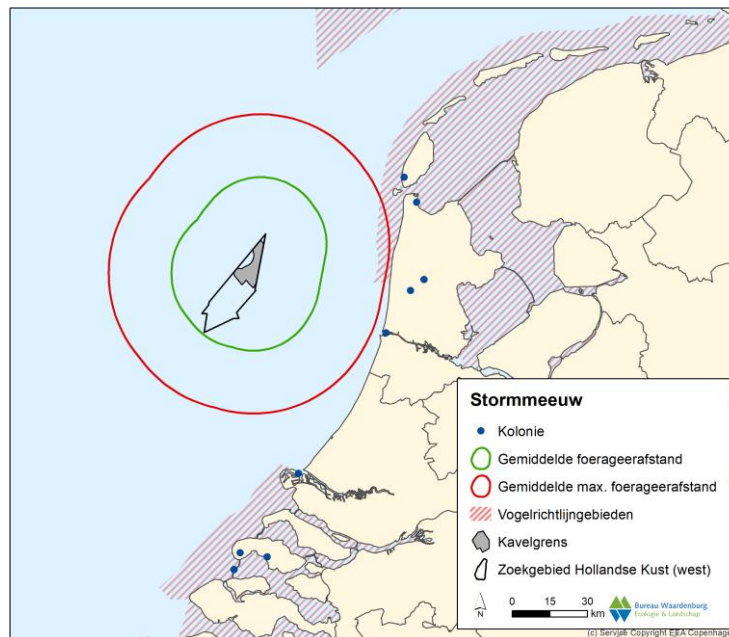
Figuur 2.8a Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (11 en 26 km) vanuit kokmeeuw kolonies rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VI ligt **niet** in het maximale bereik van een kolonie in Nederland.



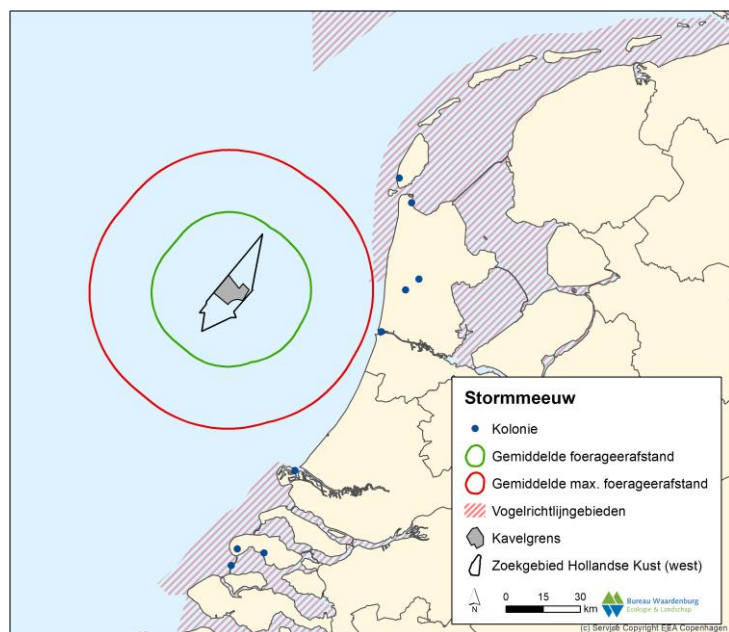
Figuur 2.8b Gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (11 en 26 km) vanuit kokmeeuw kolonies rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VII ligt **niet** in het maximale bereik van een kolonie in Nederland.

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.



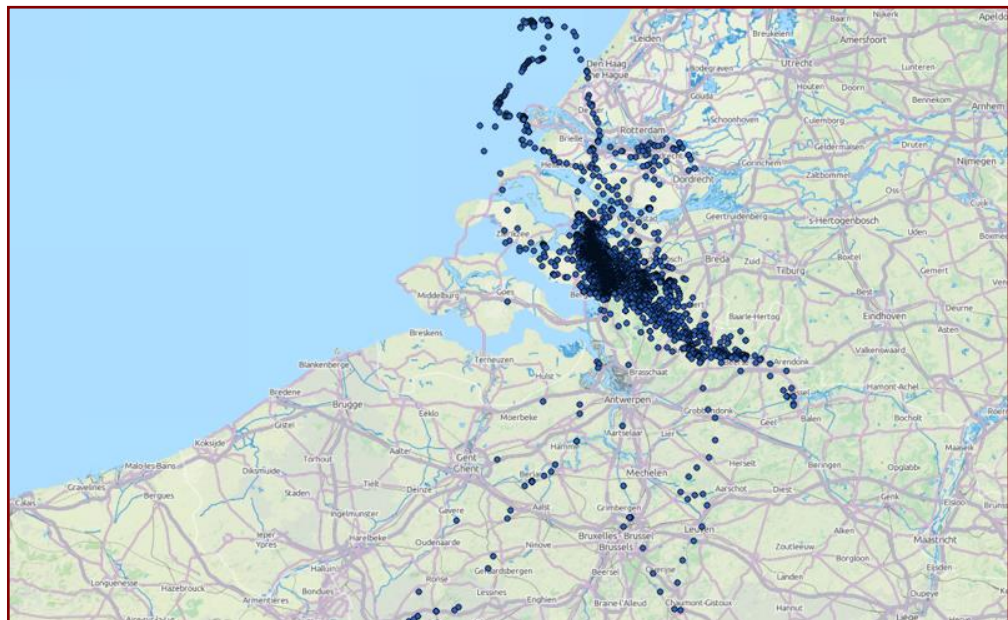
Figuur 2.9b Kolonies binnen de gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand (25 en 50 km) van stormmeeuwen rond Kavel VII in windenergiegebied Hollandse Kust (west). Kavel VII ligt **niet** binnen het bereik van kolonies in Nederland.

Kleine mantelmeeuw

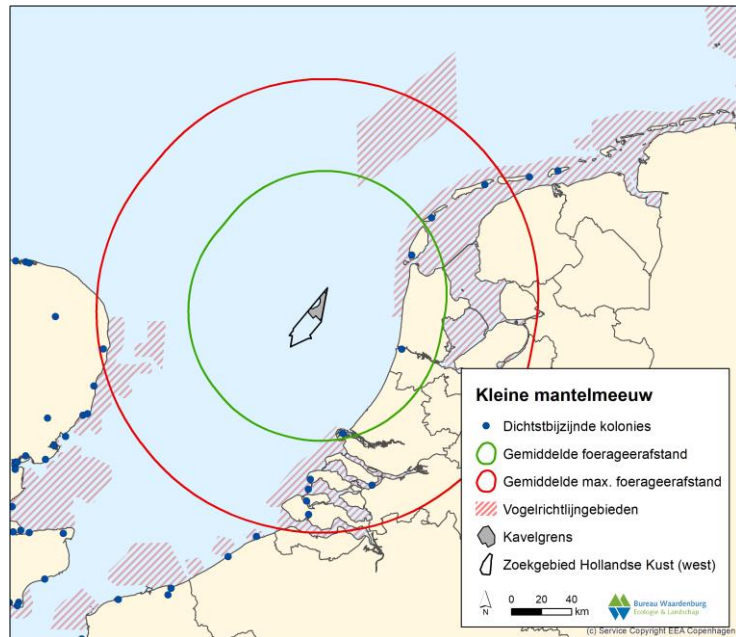
Kleine mantelmeeuwen zijn zeer goede vliegers (Camphuysen 1995, Ens 2007, Ens *et al.* 2009) en foerageren als enige van de Nederlandse meeuwen ver buiten de kustzone. Op basis van GPS-logger onderzoek is een gemiddelde range van 72 km (max 181 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *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.

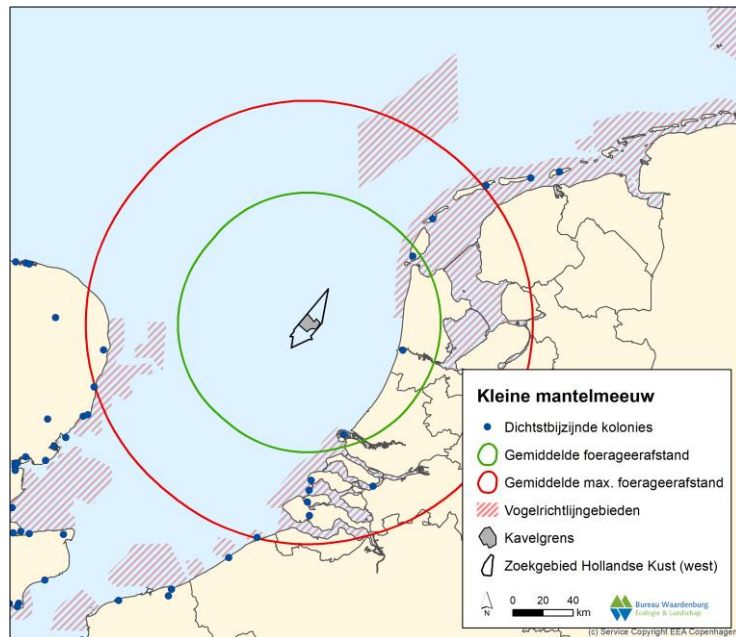
Uit het GPS-logger onderzoek in Krammer-Volkerak blijkt dat vogels in landinwaarts gelegen kolonies bijna volledig terrestrisch georiënteerd zijn (Gyimesi *et al.* 2011; fig. 2.10). Vogels uit Vlaamse kolonies aan de kust maken wel gebruik van het zeegebied, maar ook deze vogels foerageren veelvuldig 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.



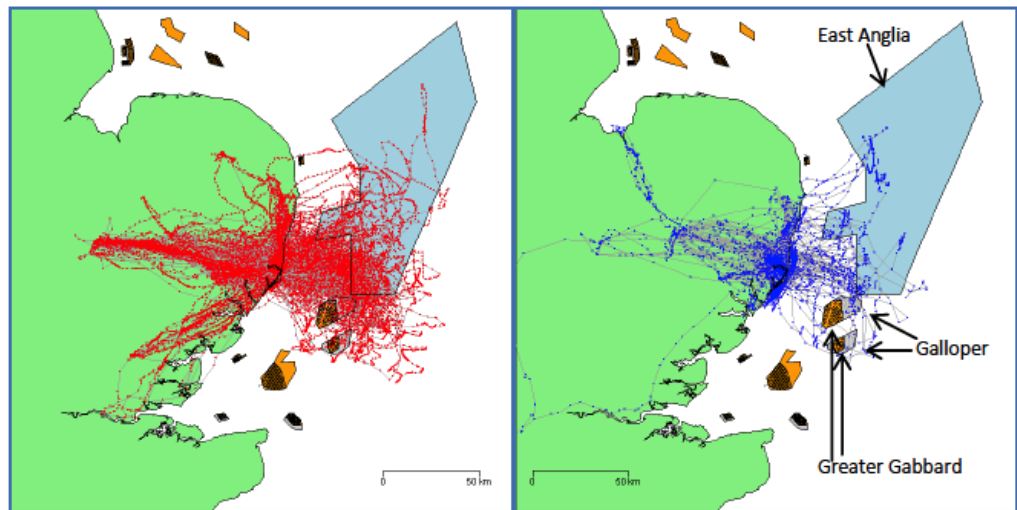
Figuur 2.10 Vluchten van kleine mantelmeeuwen vanuit kolonies in het Volkerak (Gyimesi *et al.* 2011).



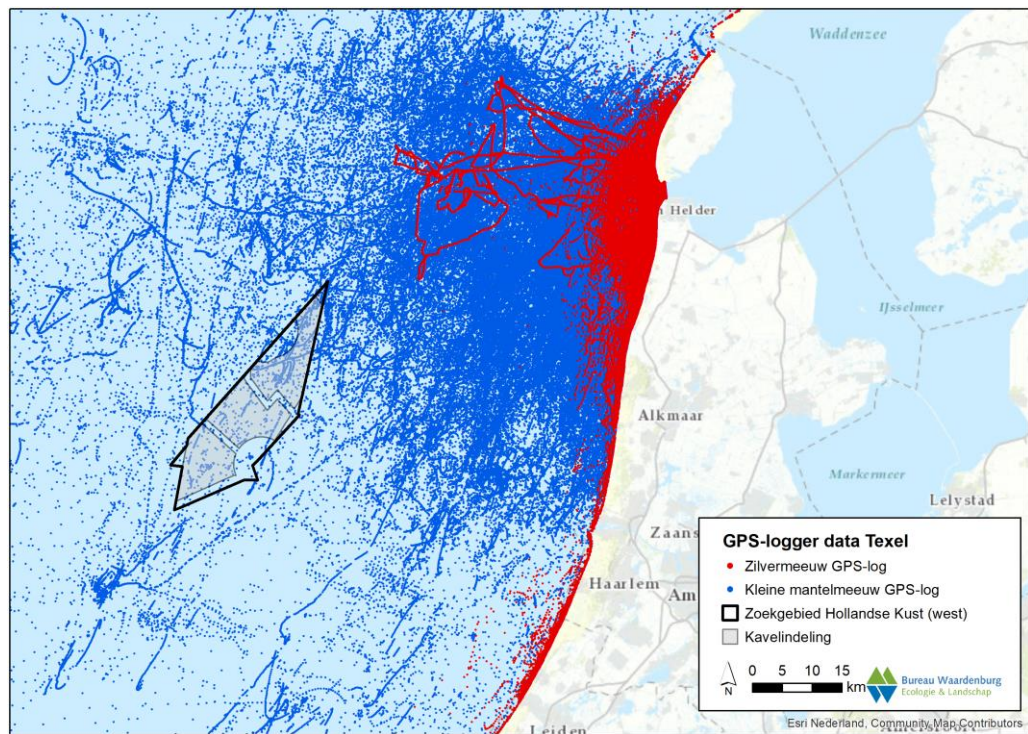
Figuur 2.11a Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (80 en 141 km) rond Kavel VI in windenergiegebied Hollandse Kust (west).



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.



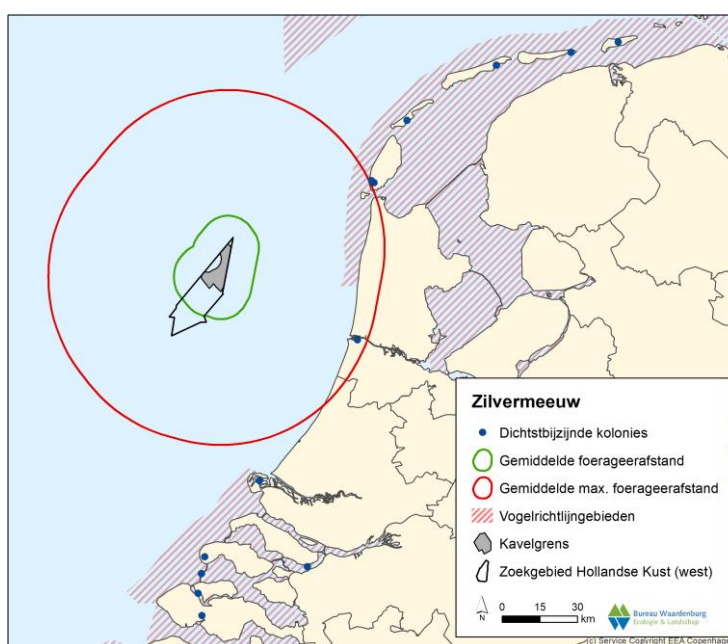
Figuur 2.13 Vluchten van kleine mantelmeeuwen en zilvermeeuwen vanuit kolonies op Texel door windenergiegebied Hollandse Kust (west) op basis van GPS-metingen (blauwe stippen kleine mantelmeeuw; rode stippen zilvermeeuw (bron: Gyimesi et al. 2017a)).

Zilvermeeuw

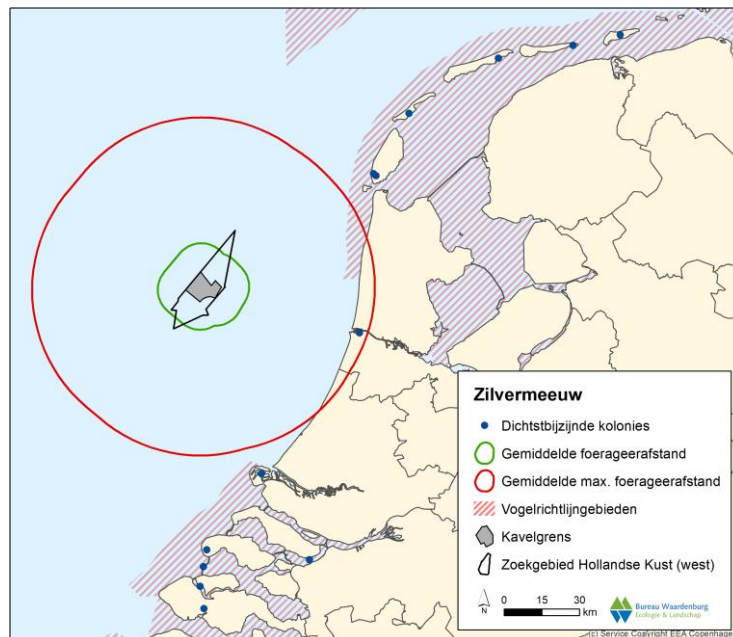
Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut et al. 2007). Uit GPS-logger onderzoek in het Verenigd Koninkrijk is een gemiddelde range van 11 km (max 92 km) vastgesteld met een gemiddeld maximum van 61 km. In 2013 is voor het eerst 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.

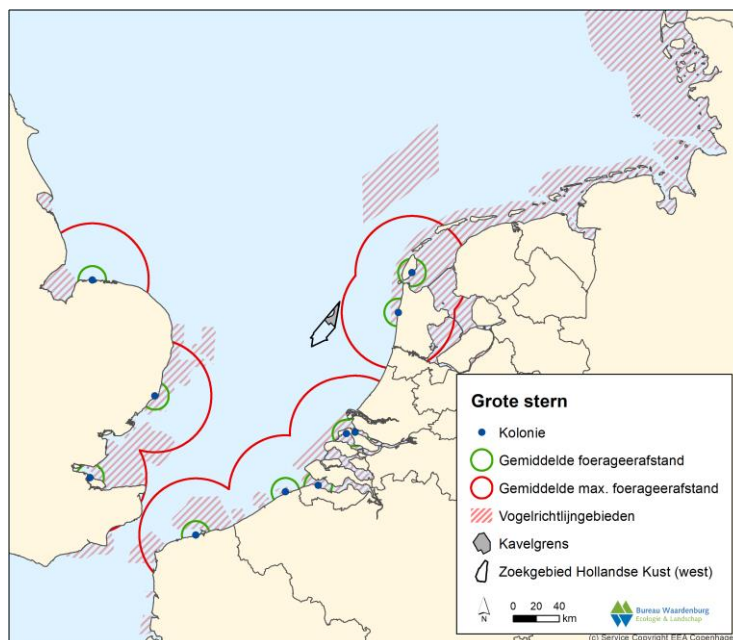
Visdief

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.

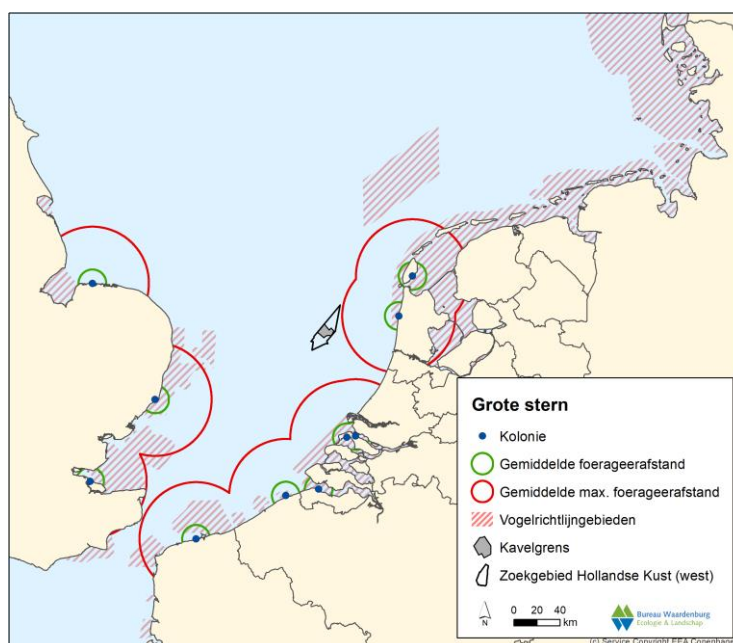
Grote stern

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

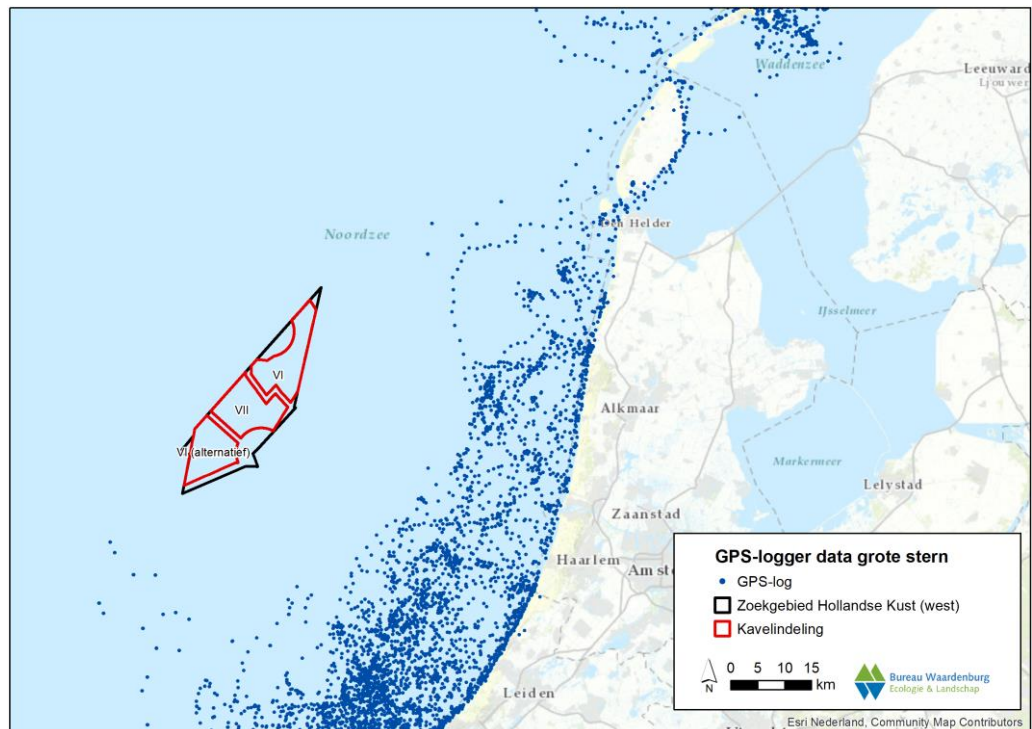
Hollandse Kust (west) van grote sterns uit kolonies in Natura 2000-gebieden worden daarom **niet** in dit MER behandeld.



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 aan zekerheid 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

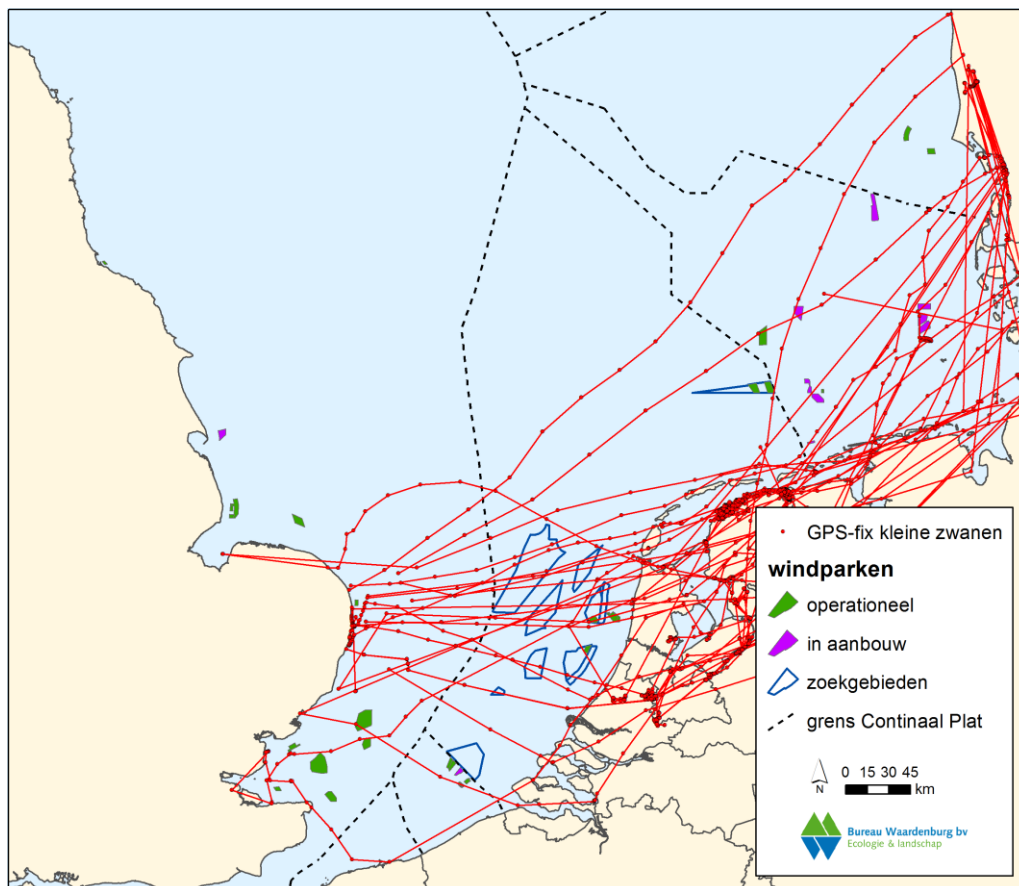
<i>'land 'vogels (zang- en watervogels)</i>			
kleine zwaan	1	3	+/-
rotgans	1	2/3	+/-
bergeend	1	2/3	+/-
kuifeend	1	2/3	+/-
topper	1	2/3	+/-
smient	1	2/3	+/-
kanoet	1	2/3	- / -^
rosse grutto	1	2/3	- / -^
tureluur	1	2/3	- / -^
bonte strandloper	1	2/3	- / -^
zilverplevier	1	2/3	- / -^
kievit	1	2/3	- / -^
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 trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen dus

alle zeevogels hier breed-front trek vanuit het Kanaal de Noordzee op (bijvoorbeeld noordse stormvogels, jan-van-genten, meeuwen, sterns, jagers en alkachtigen in het voorjaar, en kleine aantallen pijlstormvogels in de nazomer) en *vice versa* vanuit de Noordzee het Kanaal in (alle noordelijk broedende zeevogels in het najaar). Het is in theorie mogelijk dat 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 slobeend 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

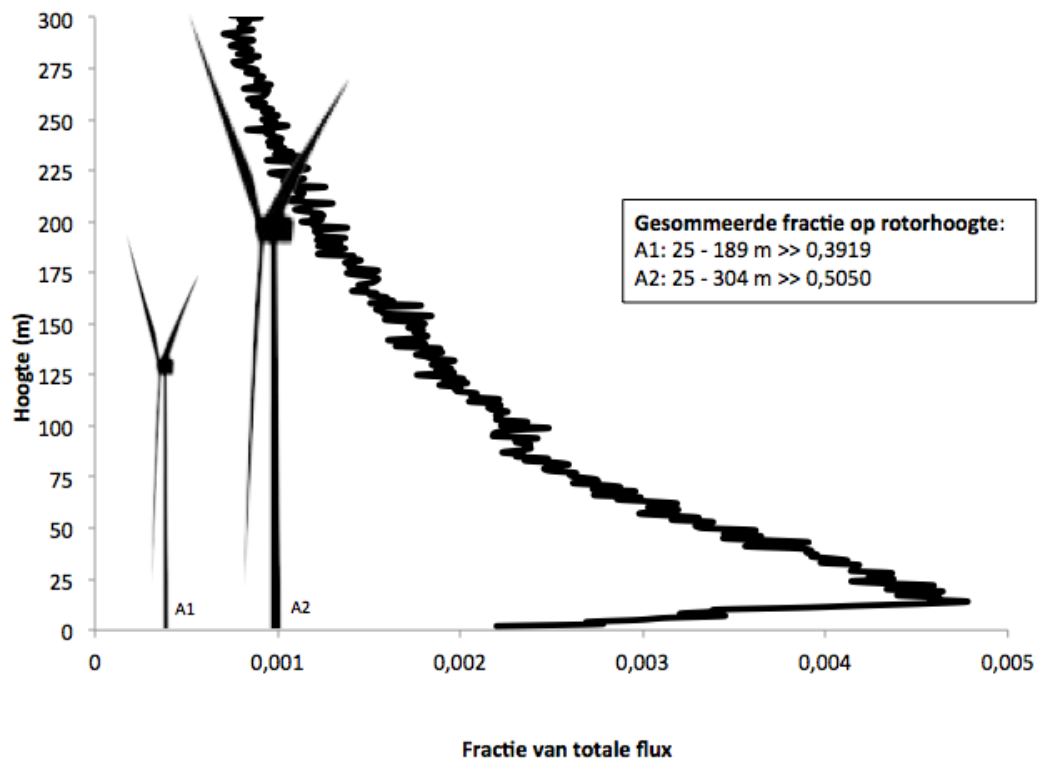
ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied Hollandse Kust (west) (tabel 2.9).

'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 correctievlucht 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 terechtkomen (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 trekvisser 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).

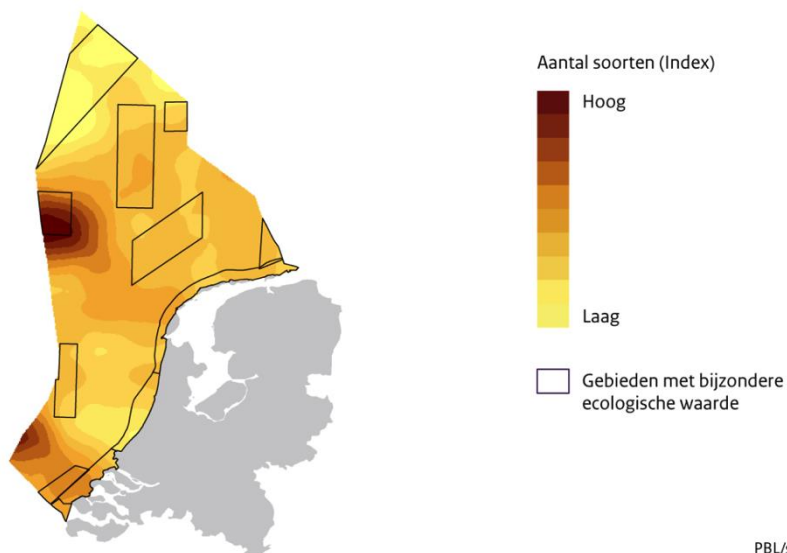
Tabel 2.11 Totaal aantal exemplaren van bodemvissoorten in het plangebied HKN, verzameld in het kader van OWEZ monitoring (2003, 2004, 2007, 2011) (OWEZ data Wageningen Marine Research via Informatiehuis Marien)

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>	steenbol	2
<i>Trisopterus minutus</i>	dwergbol	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

Vissen



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	T5	T5	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	Dwergtong	Solenette	Buglossidium luteum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
11	Kleine pieterman	Lesser weever	Echiichthys 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	Tongschar	Lemon sole	Microstomus kitt	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
32	Pelser	Pilchard	Sardina pilchardus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
33	Dwergbolk	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	Spiening	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	Merulionus muelleri	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
55	Blauwe wijting	Blue whiting	Micromesistius poussassou	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.

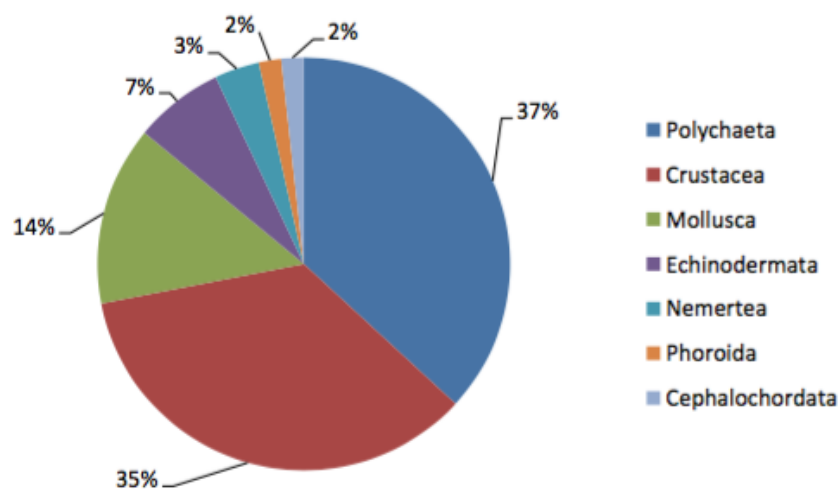
Tabel 2.14 WOT-schelpdierdata; 2004-2016 binnen het plangebied (Bron: WMR via Informatiehuis Marien). Aantal jaar: aantal jaar dat de soort is aangetroffen (van totaal 13 jaren), Gem aantal: gemiddelde aantal individuen-, Biomassa: gemiddelde biomassa per vierkante meter over de periode 2004-2016.

	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).

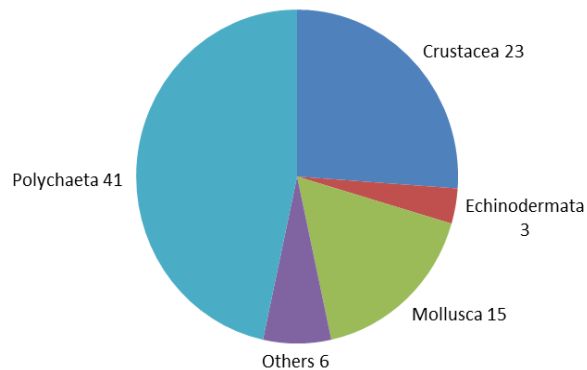


Figuur 2.20 Verdeling soortenrijkdom: verdeling van aangetroffen benthos taxa ($n=58$) over verschillende groepen in offshore windpark Prinses Amalia in 2011 (uit Vanagt *et al.* 2013).

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

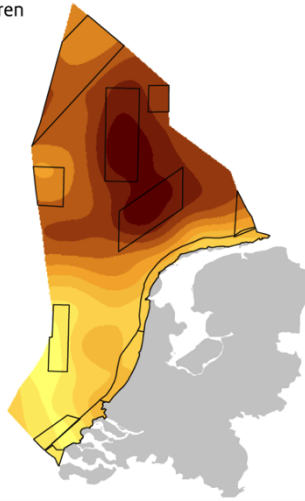
Gezien de habitatovereenkomsten met de zojuist beschreven locaties nabij het huidige plangebied, wordt aangenomen dat het benthos in het plangebied wordt gedomineerd door polychaete wormen, enkele soorten schelpdieren (met name mesheften, maar ook strandschelpen, zaagjes), en zeeklit. Het plangebied 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 tiplaagtes minder aanvaringslachtoffers te verwachten zijn dan bij lagere tiplhoogtes.

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 ruimere omgeving. Eiders die in het donker toch het windpark naderden vlogen er in de meeste gevallen uiteindelijk omheen, soms na een duidelijk afbuigende beweging. Er lijkt hierbij nog een verschil te zijn in gebruik. Een opening in de lengterichting (400 m) van het uit twee rijen windturbines bestaande windpark werd meer benut dan de openingen in de dwarsrichting (200 m).

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 gemedend. Van de vogels die wel het windpark in vlogen, week 66% van de vogels uit op 50 meter van de turbine. In totaal is de gemeten vermijding van individuele turbines door vogels in het OWEZ windpark 97,6%.

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 zilvermeeuwen, 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 ongeschikt 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 heigekluid. 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 heiwerkzaamheden 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 aanvaringssslachtoffers 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 aanvaringssslachtoffers 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 aanvaringssslachtoffers 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 aanvarings-slachtoffers 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	Berekende sterfte door
	(#/km ²)	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 vliegp pad 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 habitattypen 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 windturbinezulen 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

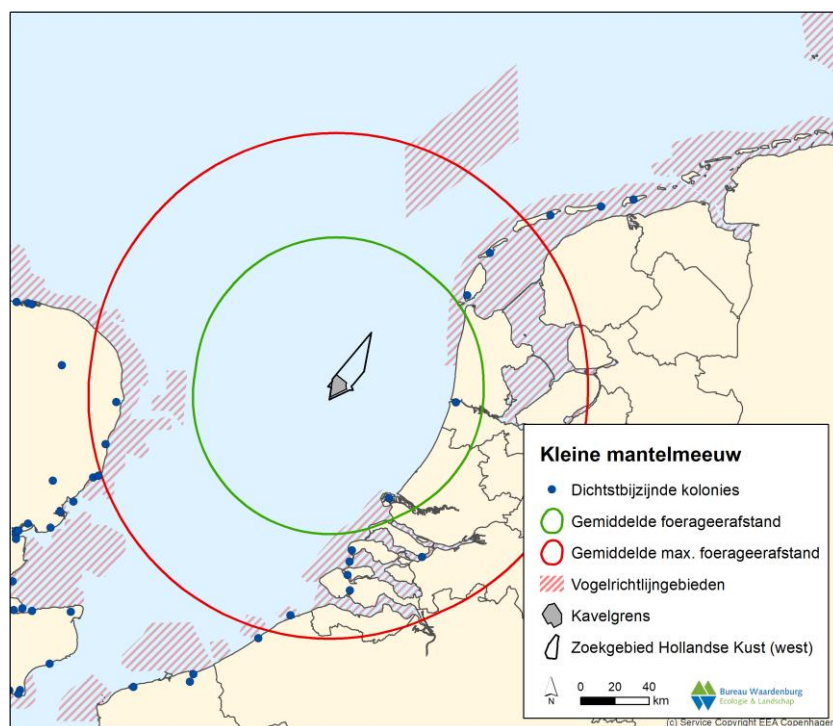
Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en bestortingen verwijderd. Naar verwachting zal zich een biodiverse harde substraatgemeenschap op deze structuren hebben ontwikkeld. Deze gemeenschap zal grotendeel verloren gaan als de structuren worden verwijderd. Geluidseffecten en effecten van 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 turbintypes 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 aanvarings-slachtoffers 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 aanvarings-slachtoffers 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-curves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot 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 aanvarings-slachtoffers onder vogels door windpark Beaufort. Tekst over modellen, cumulatatie, 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 schiffsgestützter 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. 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.
- 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., Sigraay, 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 offshore 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 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 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. Flevovericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Votier, S.C., S. Bearhop, M.J. Witt, R. Inger, D. Thompson & J. Newton, 2010. Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. *Journal of Applied Ecology* 47: 487-497.
- VROM, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. 2005. Nota Ruimte: Ruimte voor ontwikkeling. Den Haag.
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14(1): 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 Bkmw

De Nederlandse Waterwet voegt de volgende acht bestaande waterbeheerwetten samen:

- Wet op de waterhuishouding.
- Wet verontreiniging oppervlaktewateren.
- Wet verontreiniging zeewater.
- Grondwaterwet.
- Wet droogmakerijen en indijkingen.
- Wet op de waterkering.
- Wet beheer rijkswaterstaatswerken (de 'natte' delen daarvan).
- Waterstaatswet 1900 (het 'natte' gedeelte ervan).

Daarnaast wordt vanuit de Wet bodembescherming de regeling voor waterbodems ondergebracht bij de Waterwet. De Waterwet is per 22 december 2009 in werking getreden.

De Nederlandse voorschriften en doelstellingen uit de KRW, de 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:

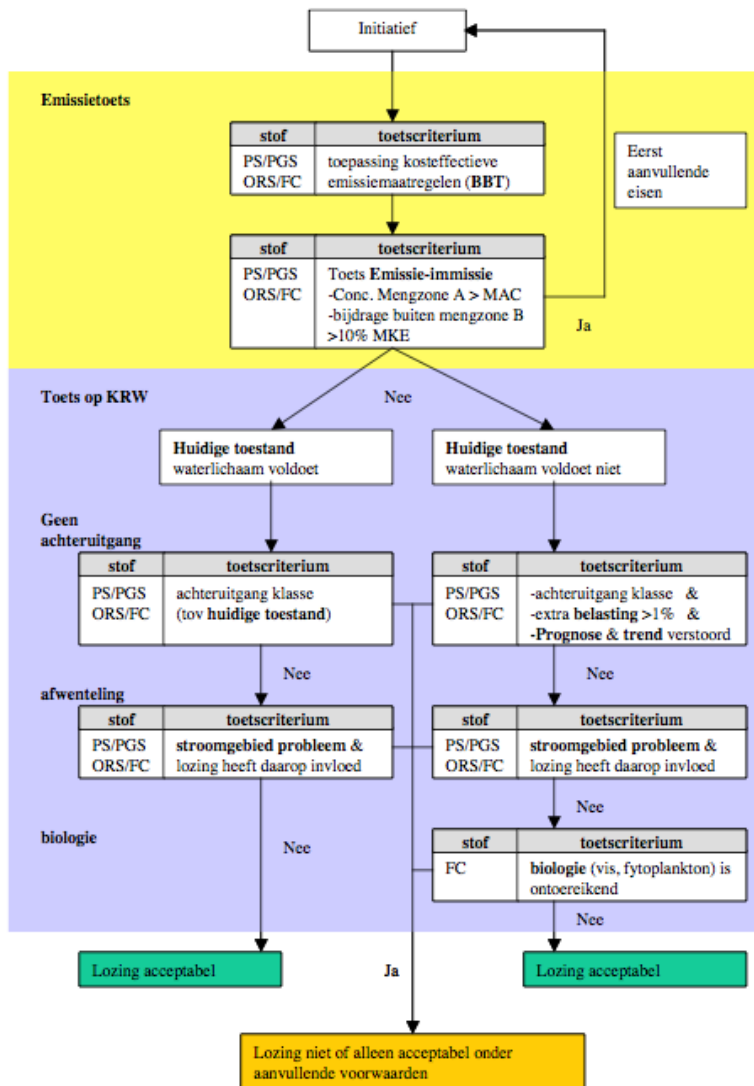
1. De locatie van de ingreep.
2. Het voorkomen van de ingreep op lijsten van ingrepen zonder significante negatieve effecten op de ecologische kwaliteit.
3. Effecten op een geplande of reeds uitgevoerde KRW-maatregel. Dit is van belang omdat er een resultaatsverplichting zit op de omvang van de geplande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

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

Deel 2: toetsingkader watertype afhankelijk

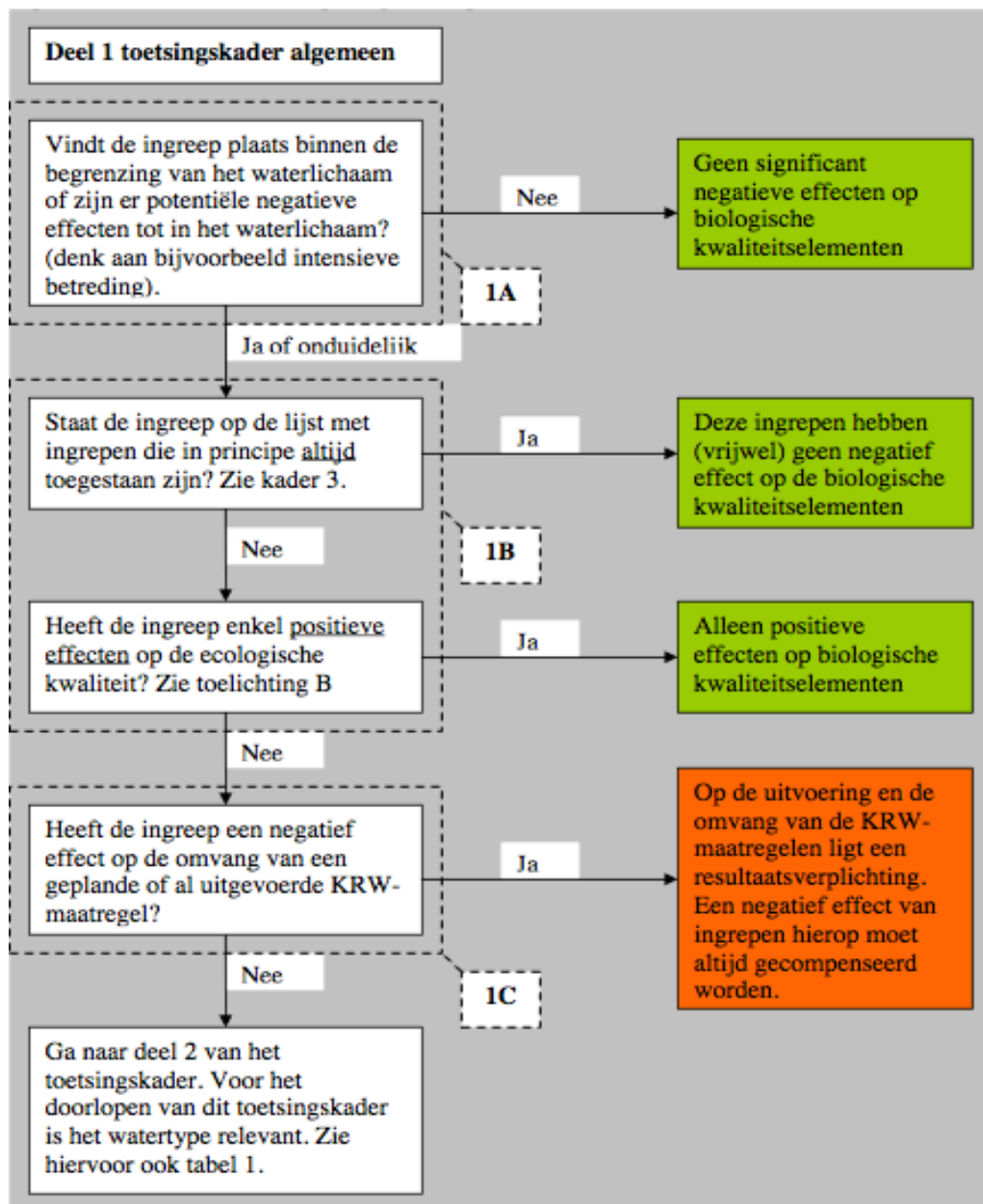
Het watertype waar het waterlichaam toe behoort (zie programma), bepaalt waar specifiek naar moet worden gekeken bij het doorlopen van deel 2 van het toetsingkader (Rivieren, Meren, Kanalen of Kustwateren en Overgangswateren). In deel 2 van het toetsingkader wordt onderzocht welke effecten van een nieuwe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

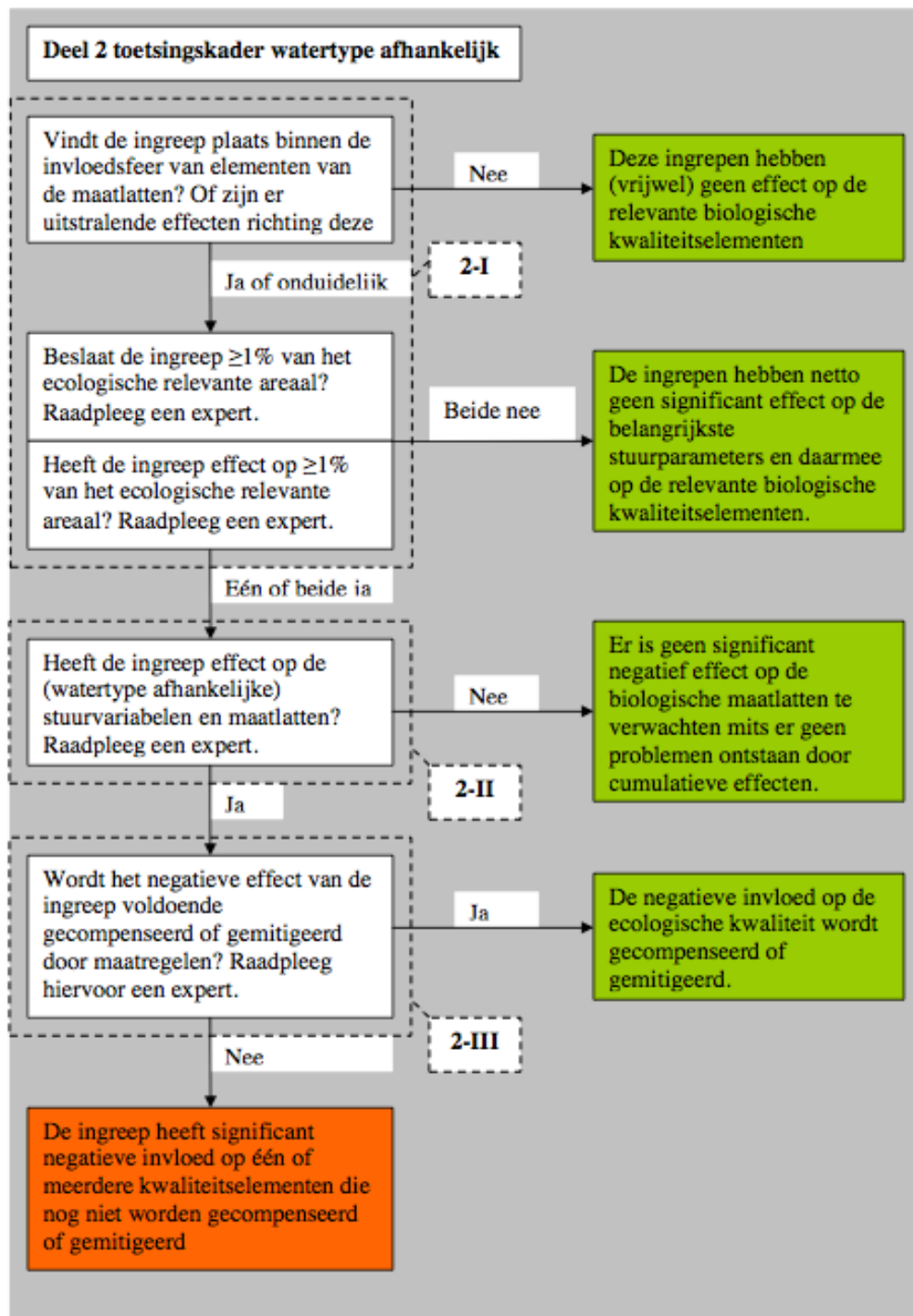


NB. De mengzone kent verschillende zones en eisen. Mengzone A is de zone dicht bij het lozingspunt, deze grens ligt op 0,25 * breedte waterlichaam met een maximum afstand van 25 m. Daarbinnen mogen geen acute effecten optreden. Mengzone B is de grens waarbij er geen noemenswaardige toename meer zichtbaar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

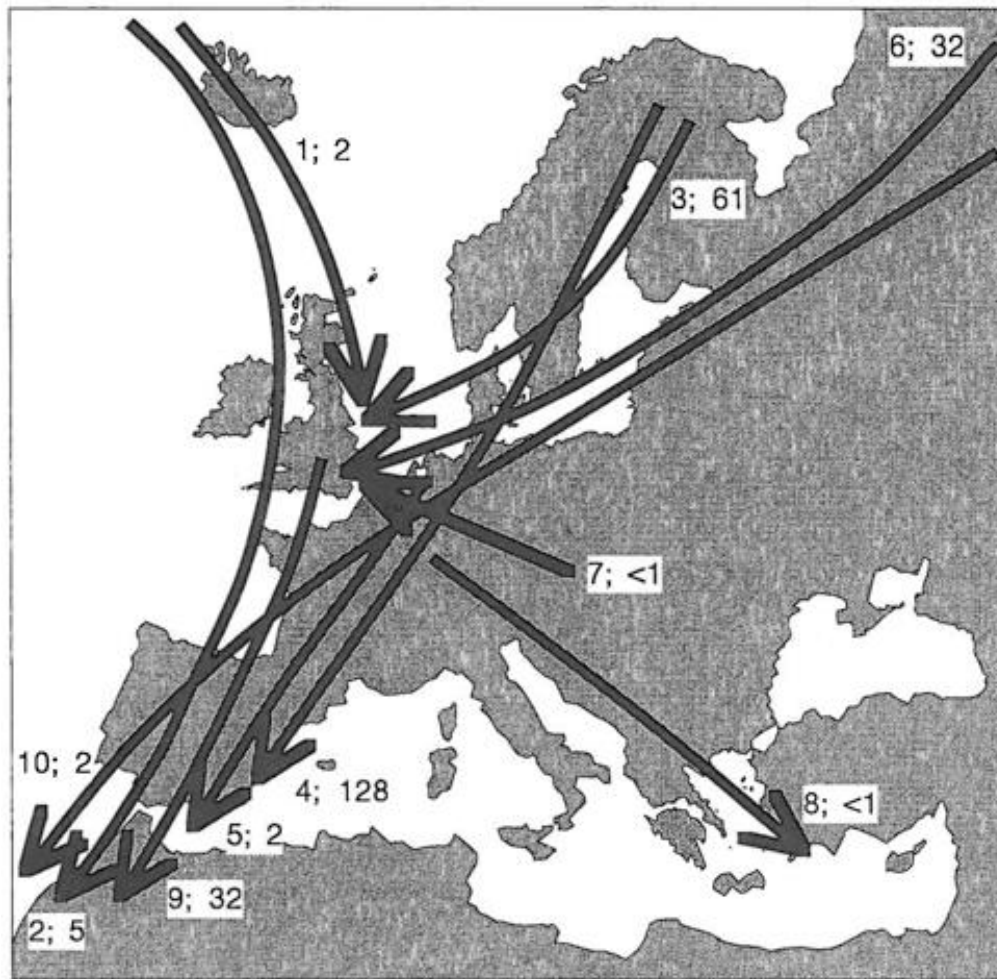


Figure II.1 De belangrijkste trekroutes van vogels die de Noordzee oversteken (naar Lensink & van der Winden 1997). Naast elke individuele pijl staan indicatieve aantallen trekvogels in miljoenen.

Figure II.I: Northern Gannet

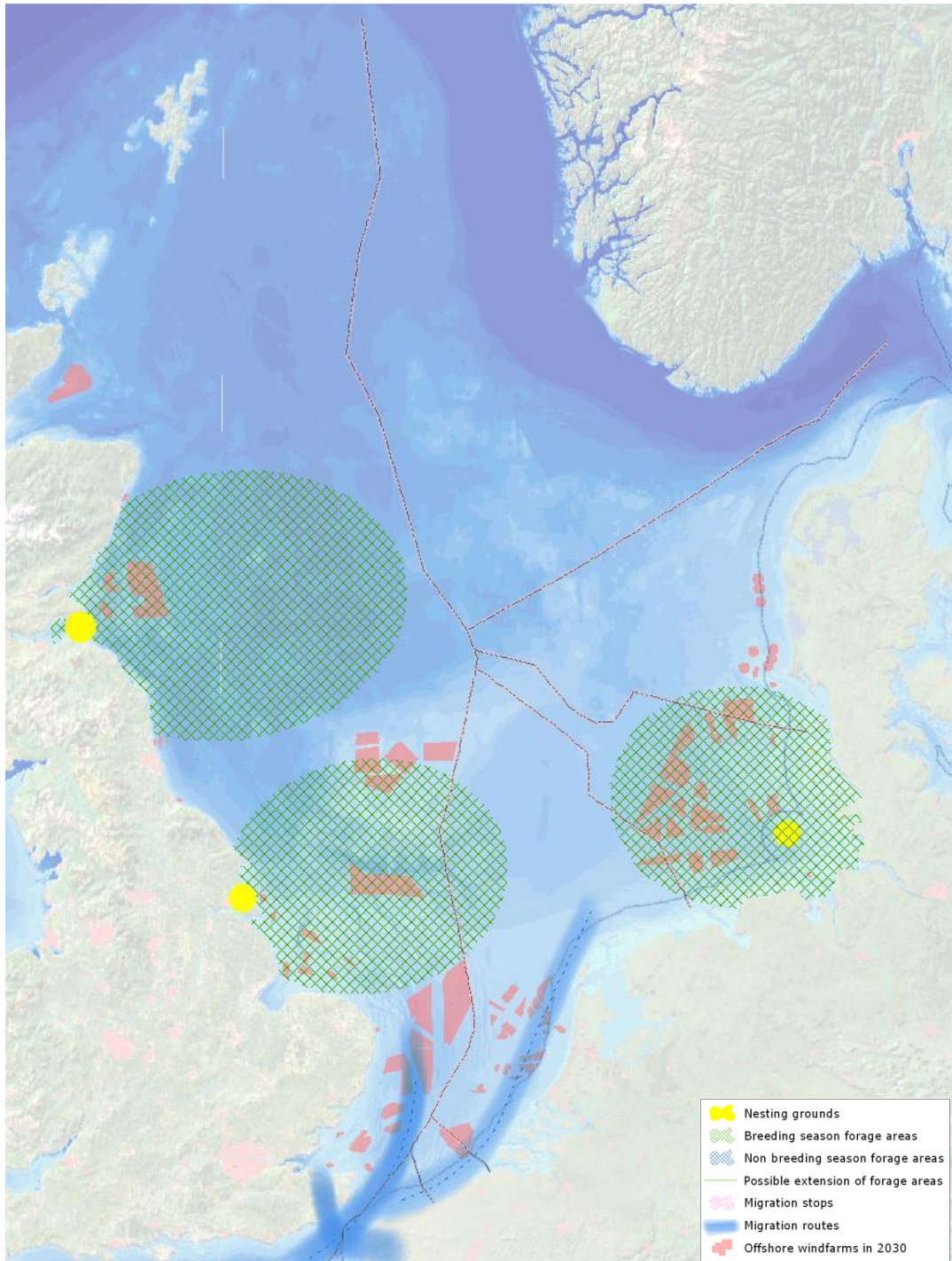


Figure II.II: Lesser Black-backed Gull (Texel colony)

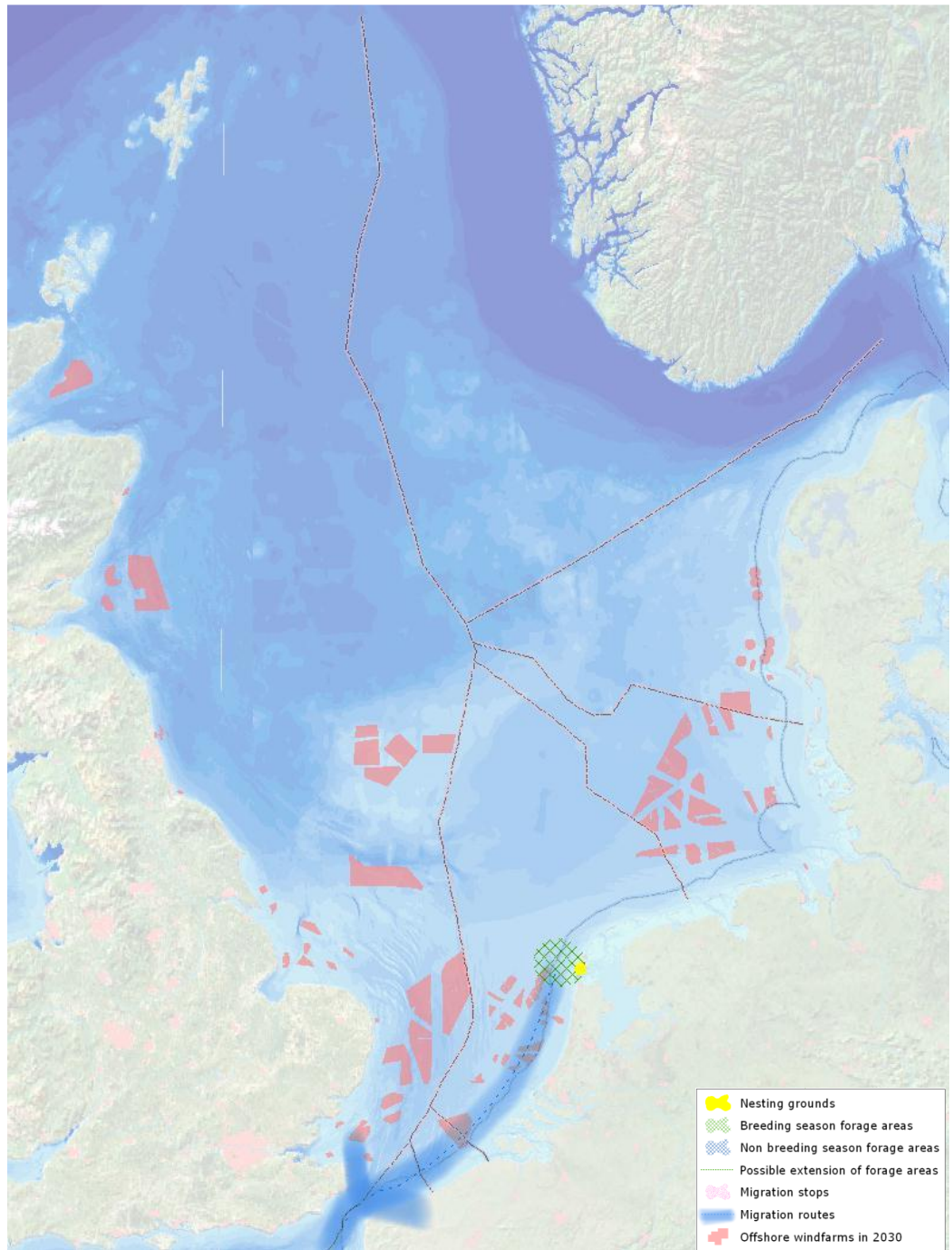


Figure II.III: Sandwich Tern (main Dutch breeding colonies)

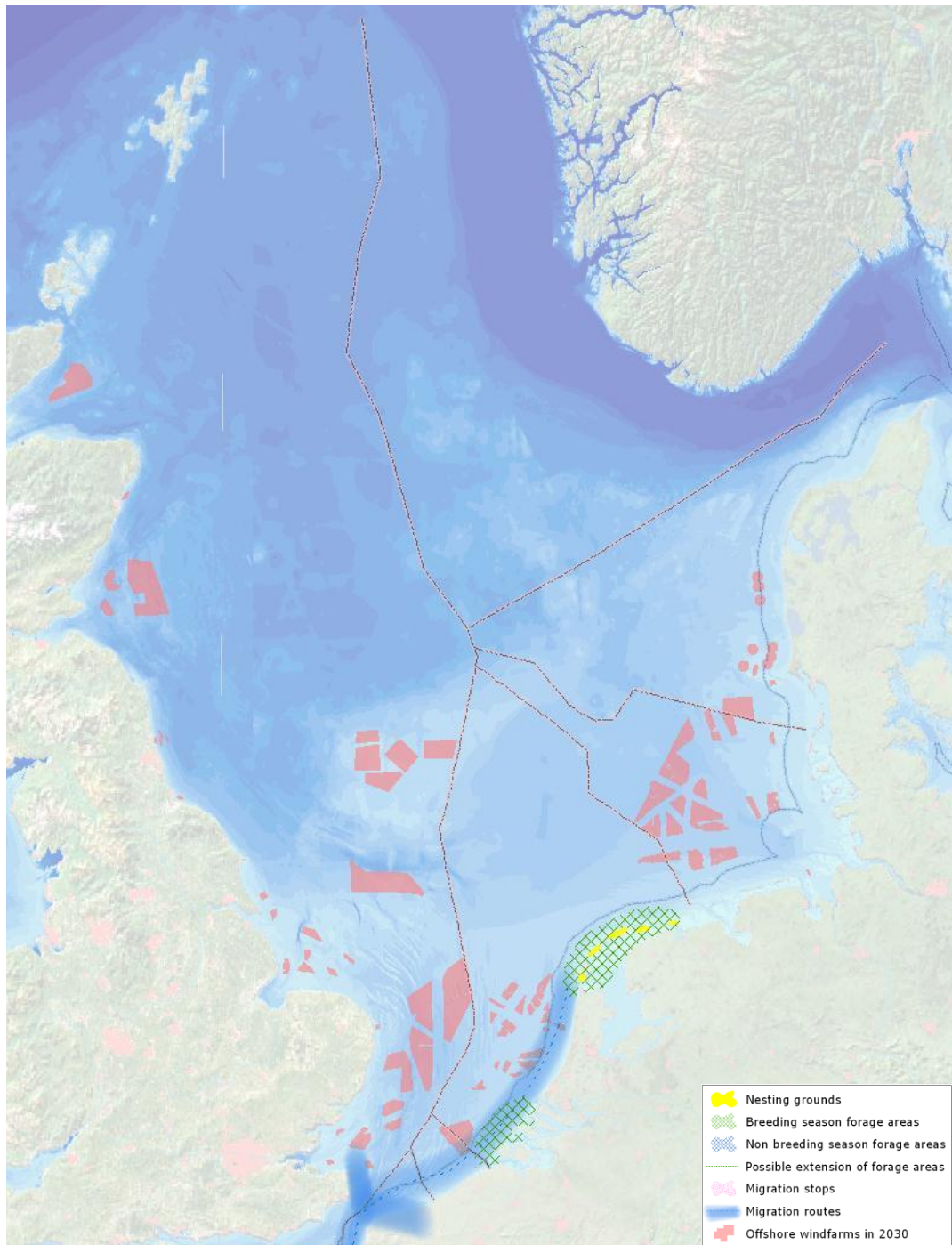


Figure II.IV: Razorbill & Common Guillemot

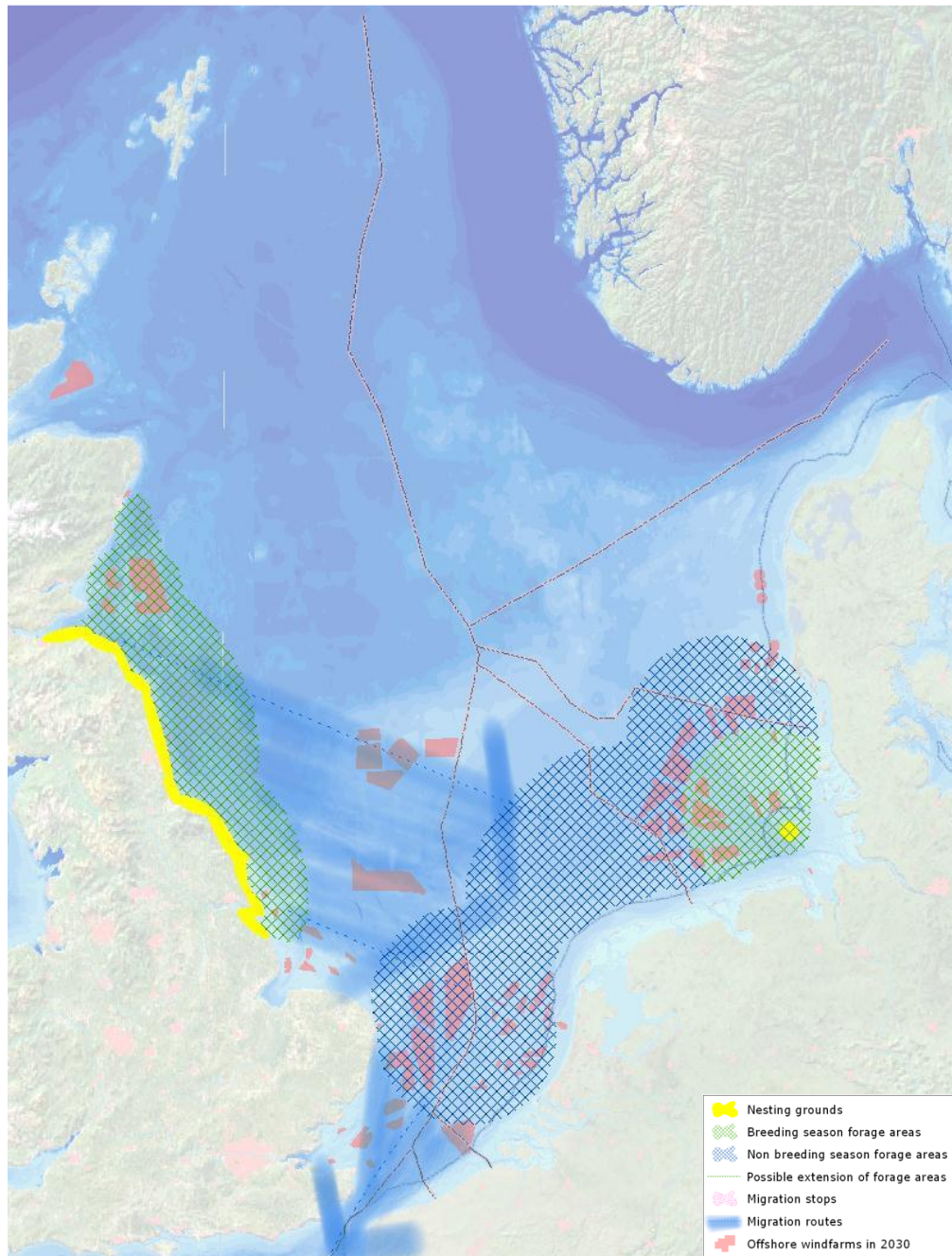


Figure II.V: Great Skua

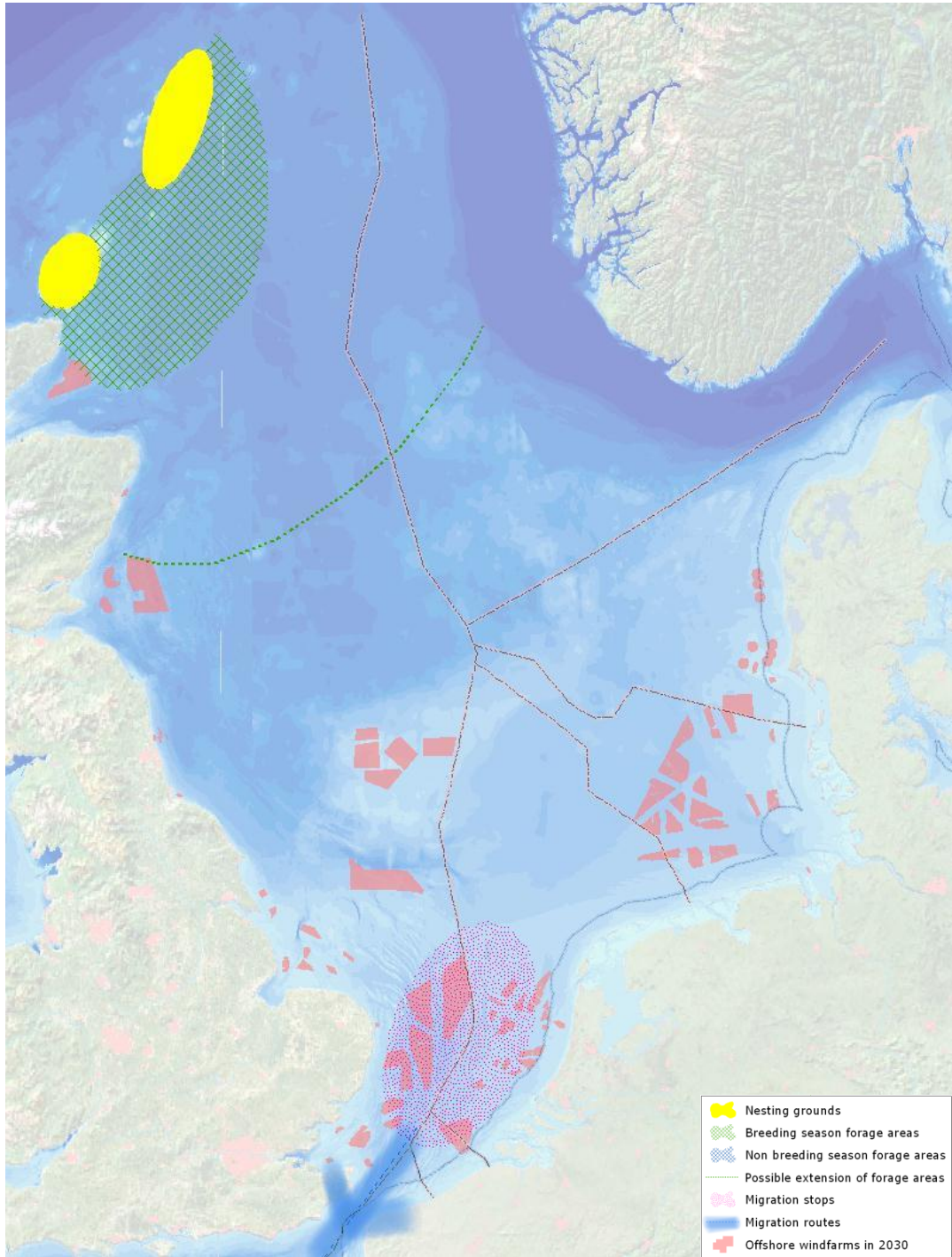


Figure II.VI: Black-legged Kittiwake

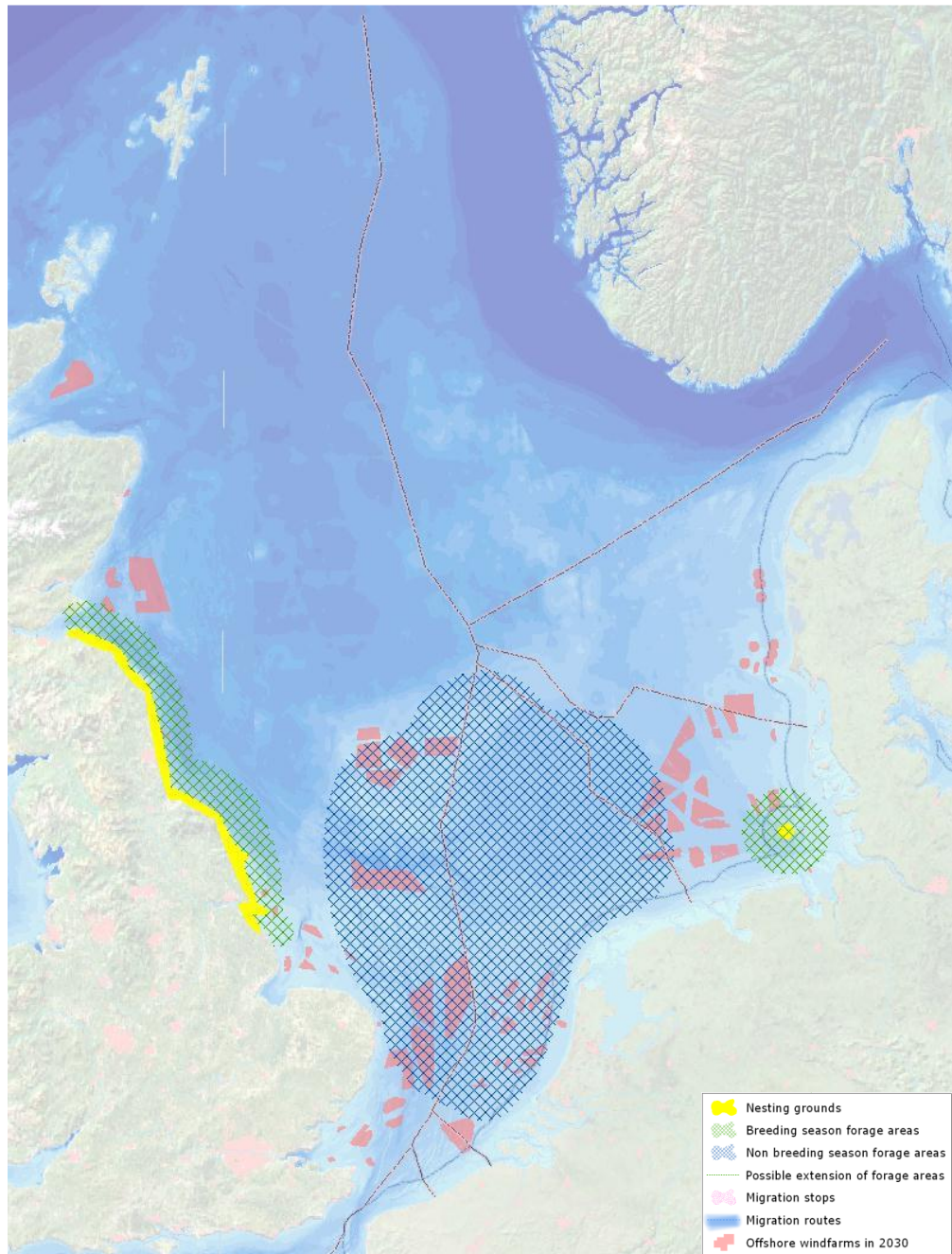


Figure II.VII: Common Scoter

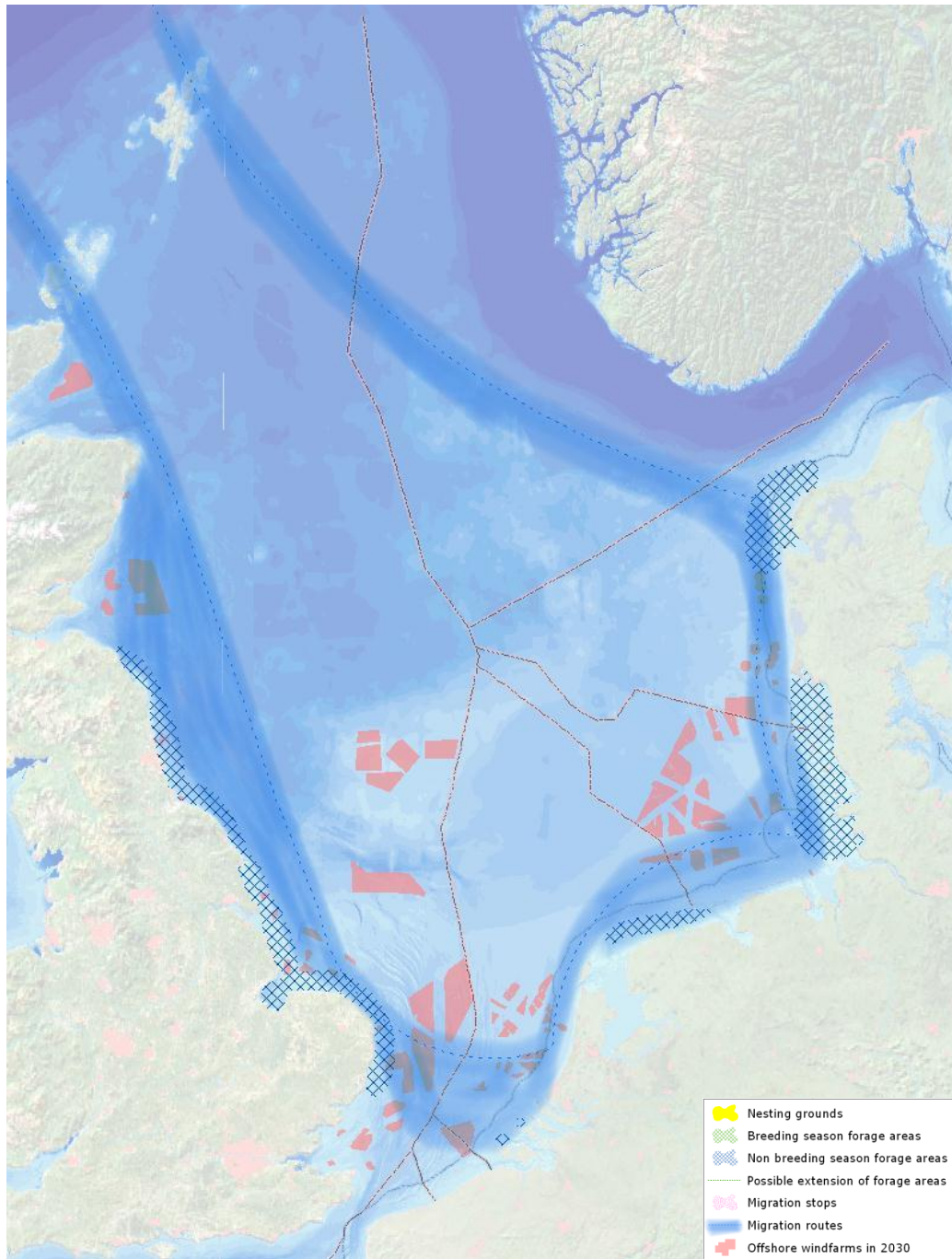


Figure II,VIII: Red-throated Diver

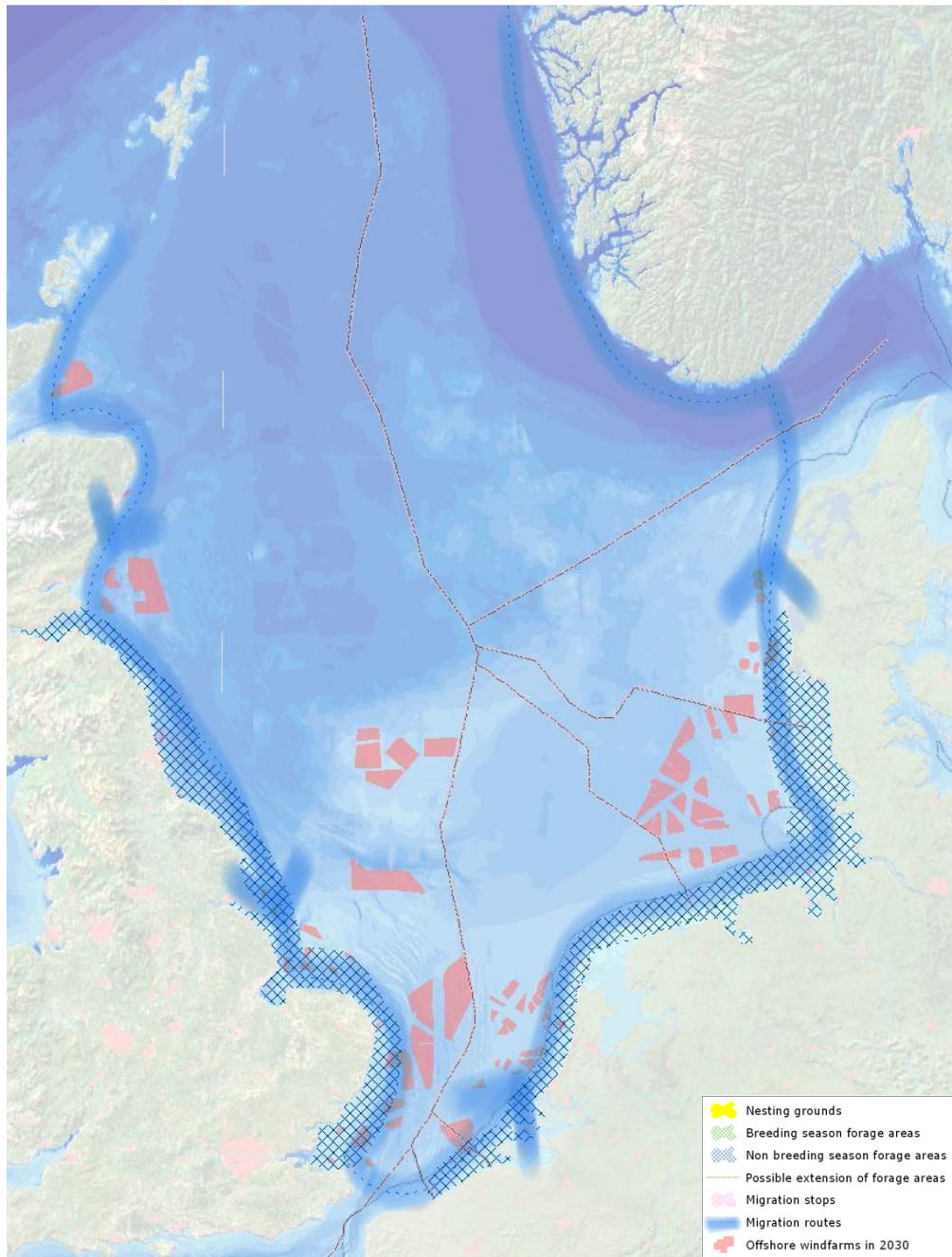


Figure II.IX: Bewick's Swan

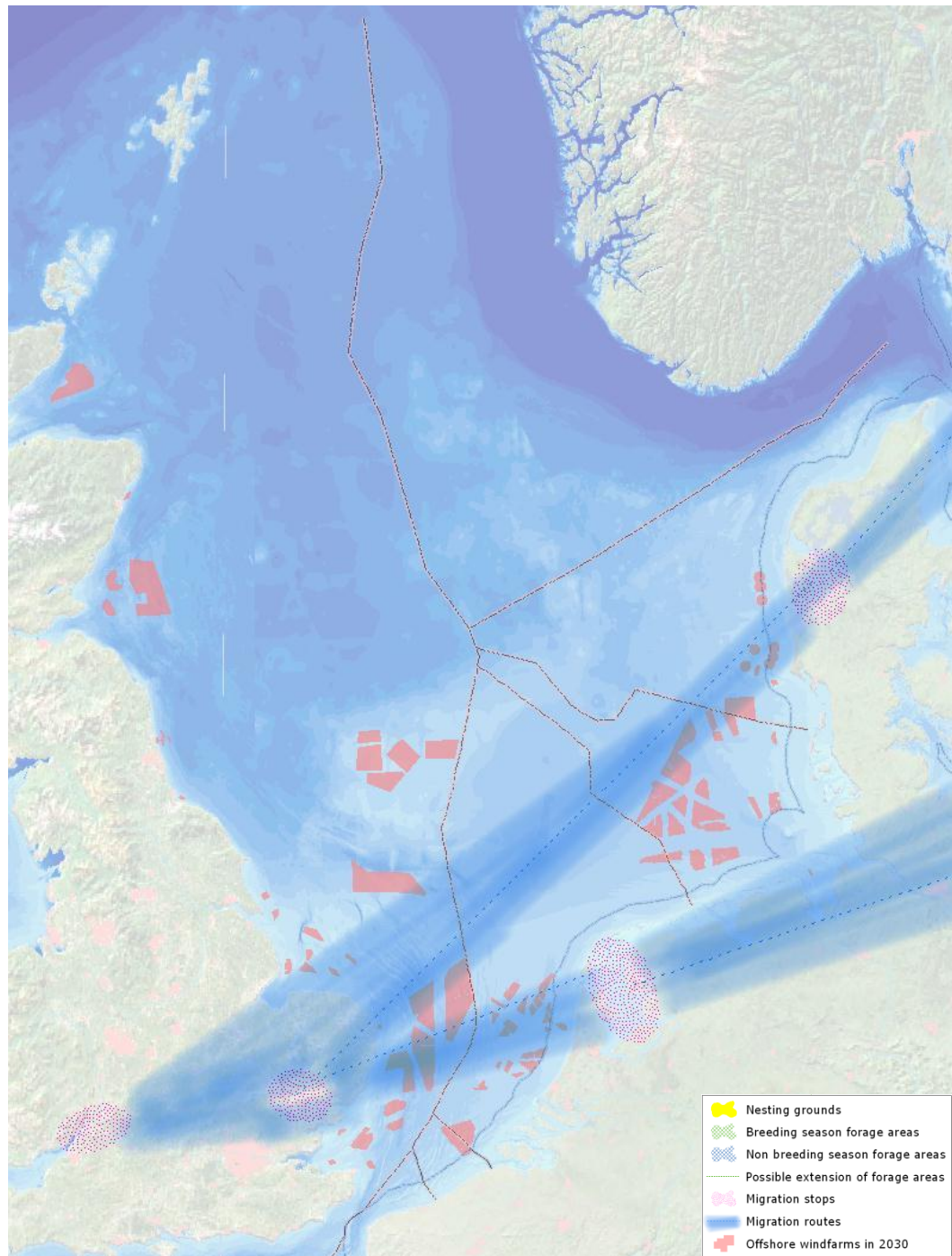
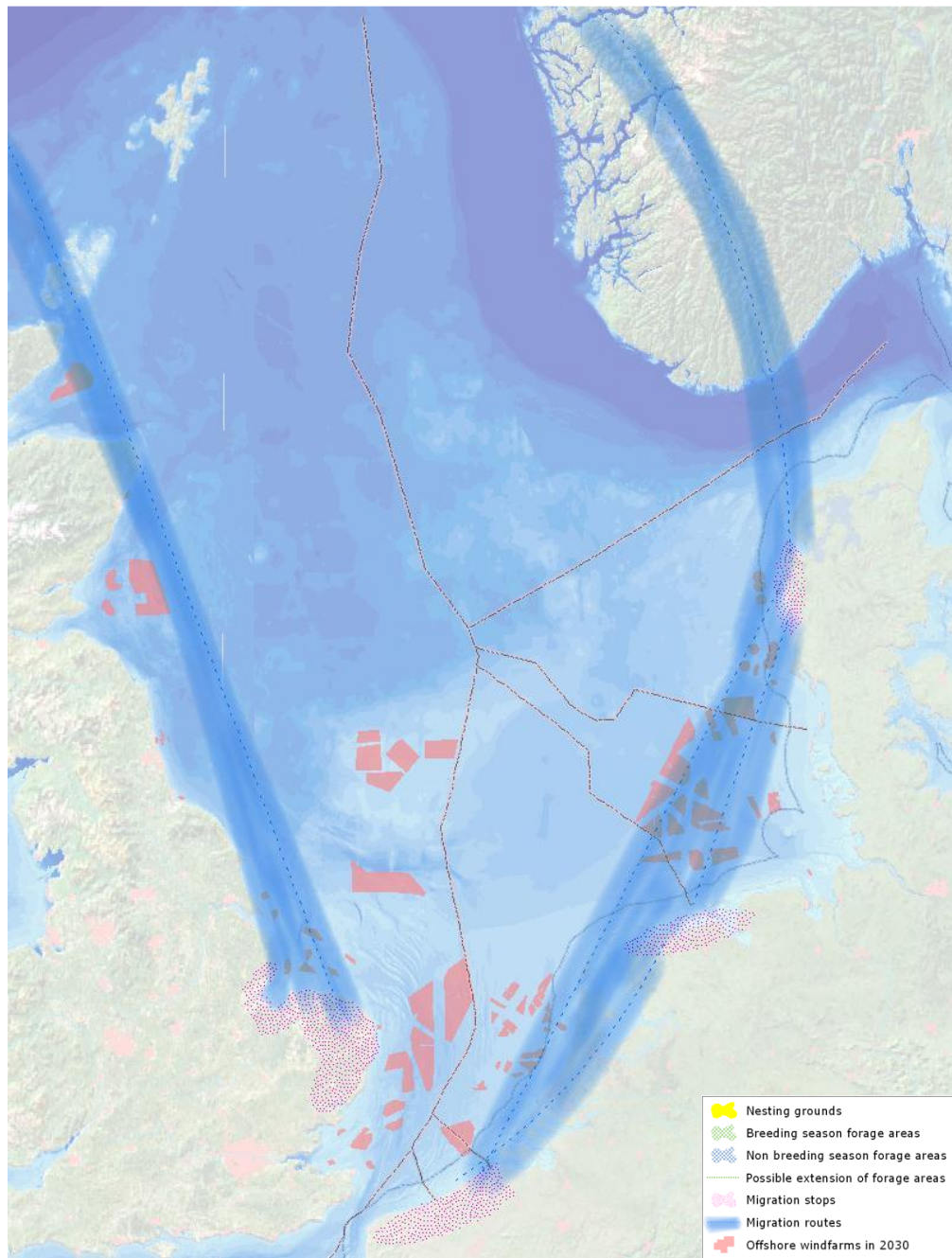
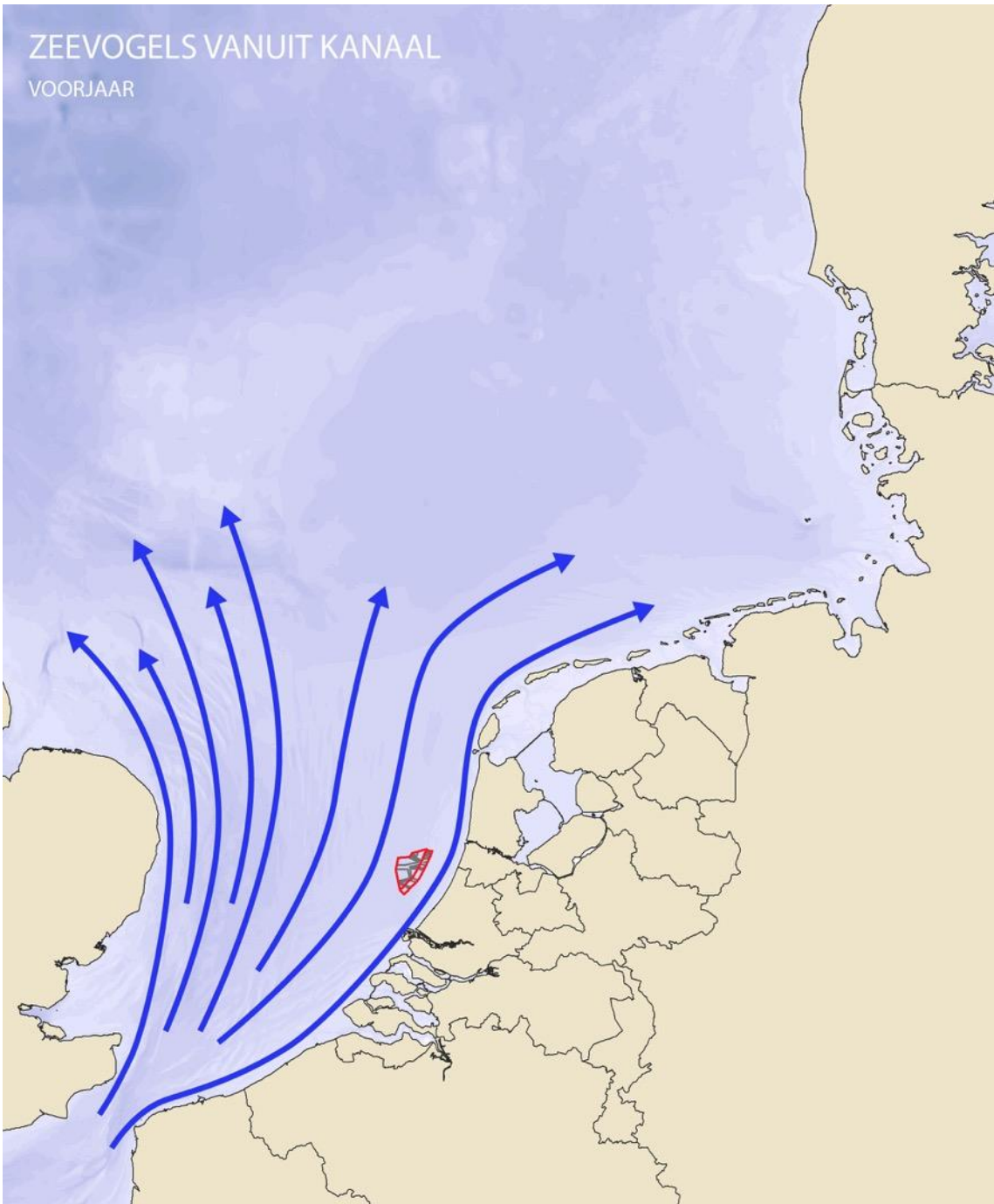


Figure II.X: Pink-footed Goose



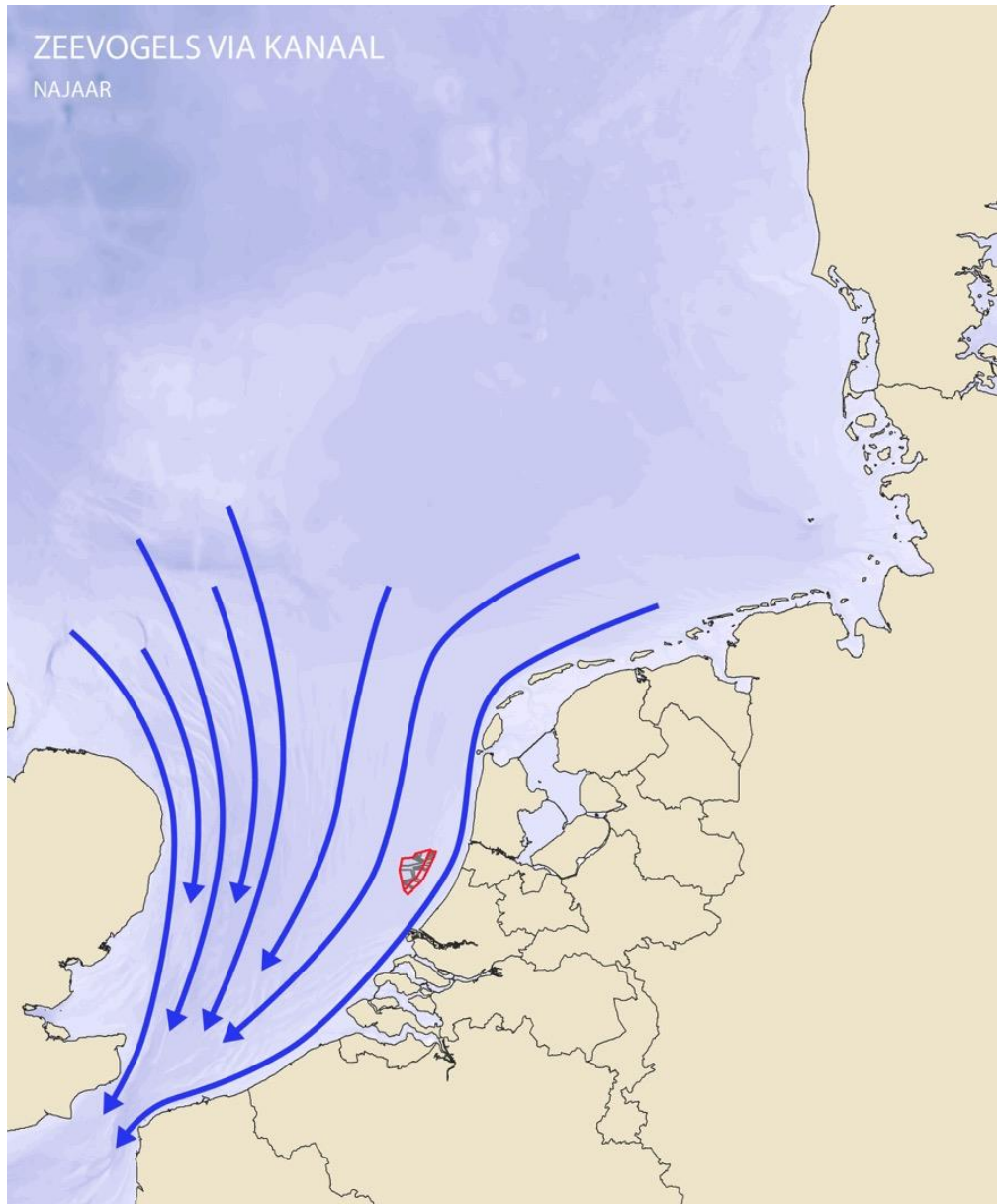
ZEEVOGELS VANUIT KANAAL

VOORJAAR



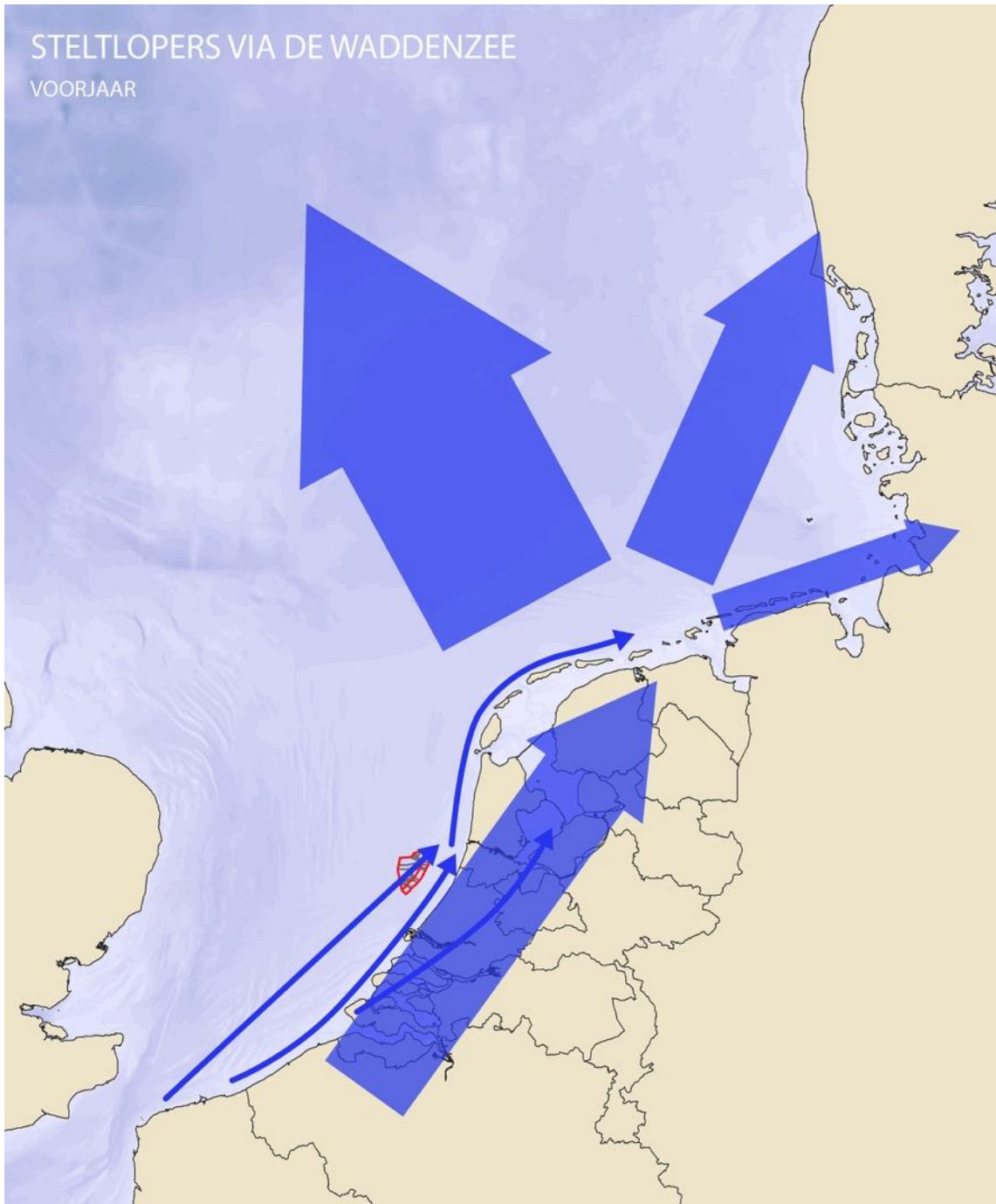
ZEEVOGELS VIA KANAAL

NAJAAR



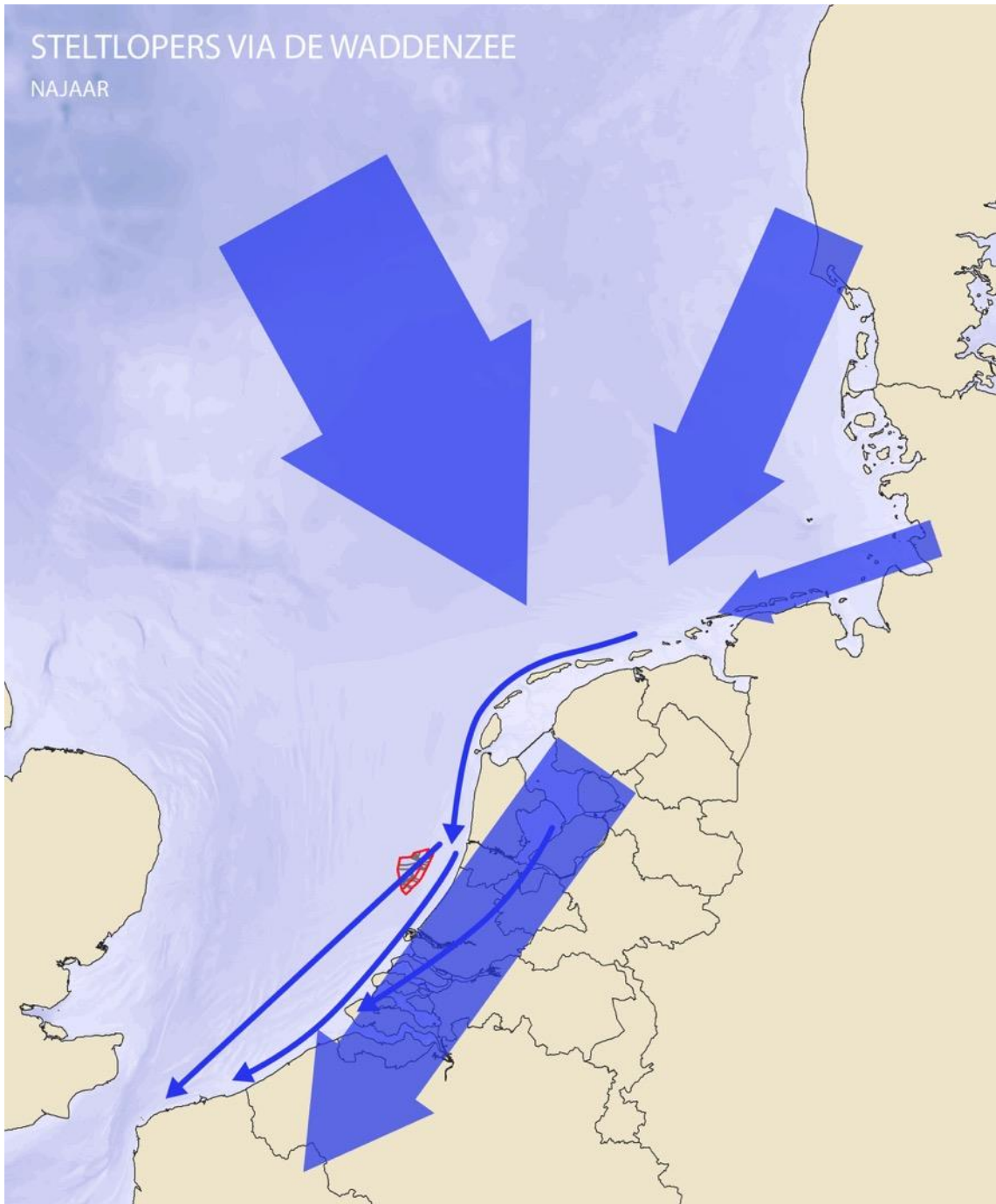
STELTLOPERS VIA DE WADDENZEE

VOORJAAR



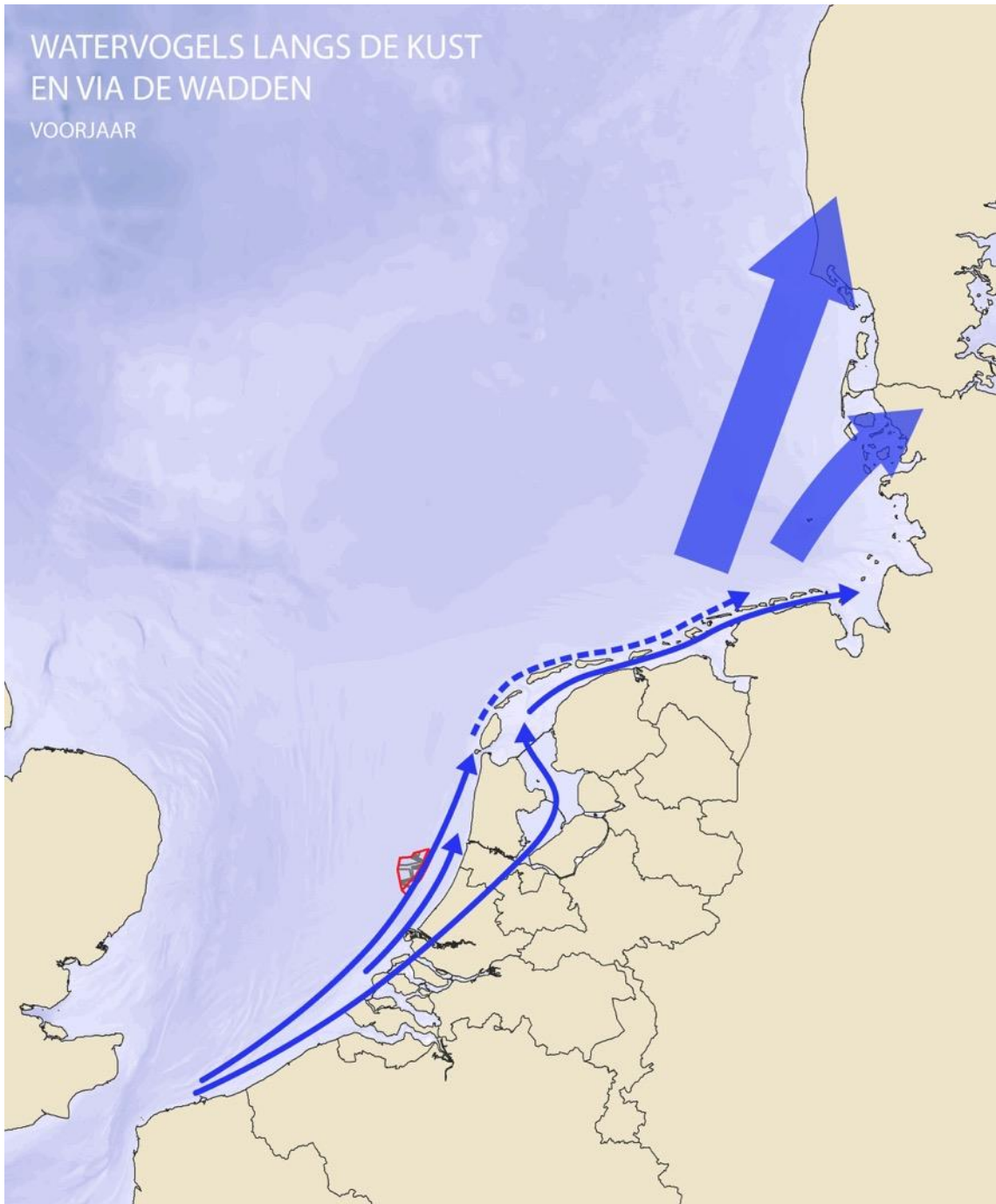
STELTLOPERS VIA DE WADDENZEE

NAJAAR



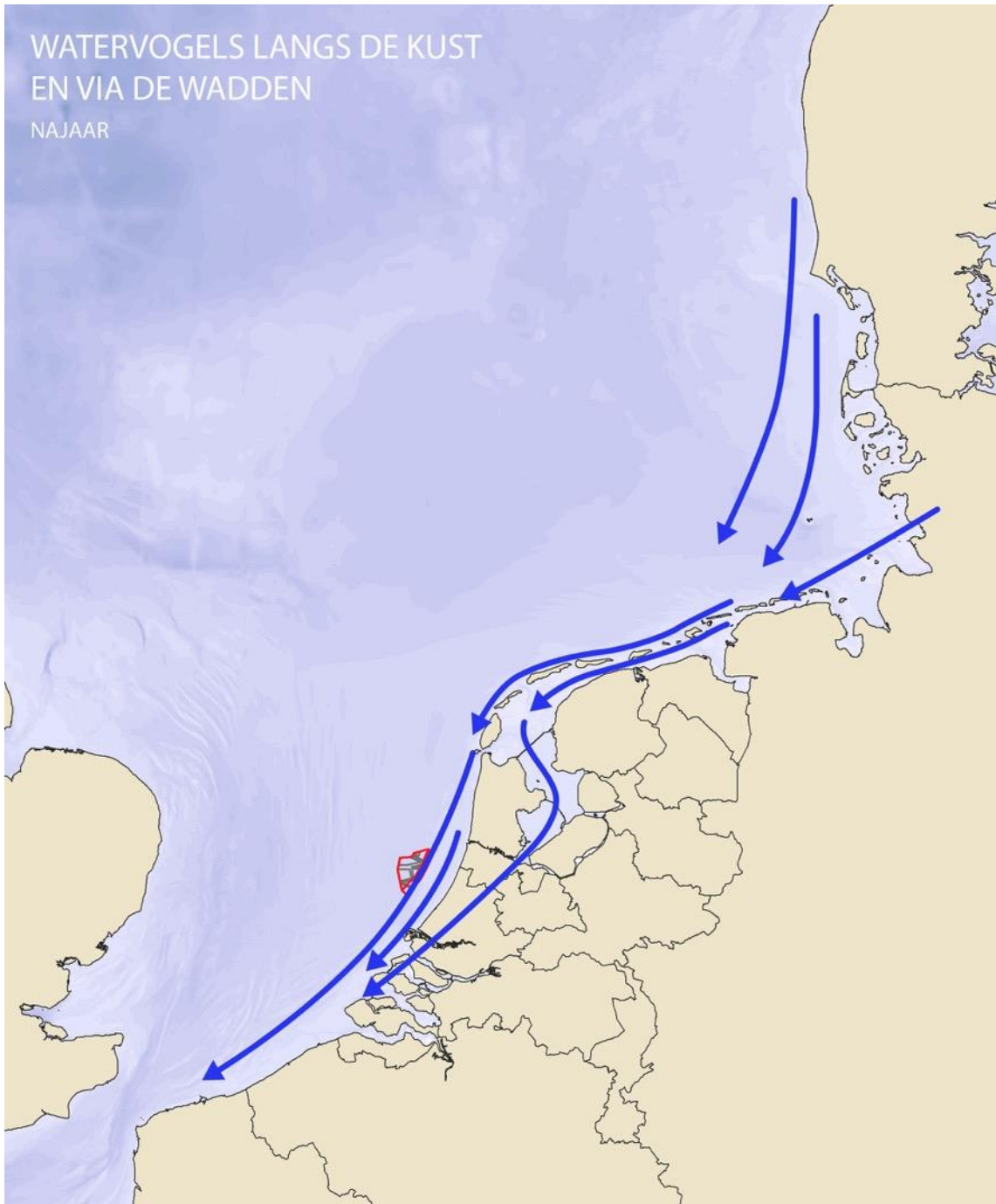
WATERVOGELS LANGS DE KUST EN VIA DE WADDEN

VOORJAAR



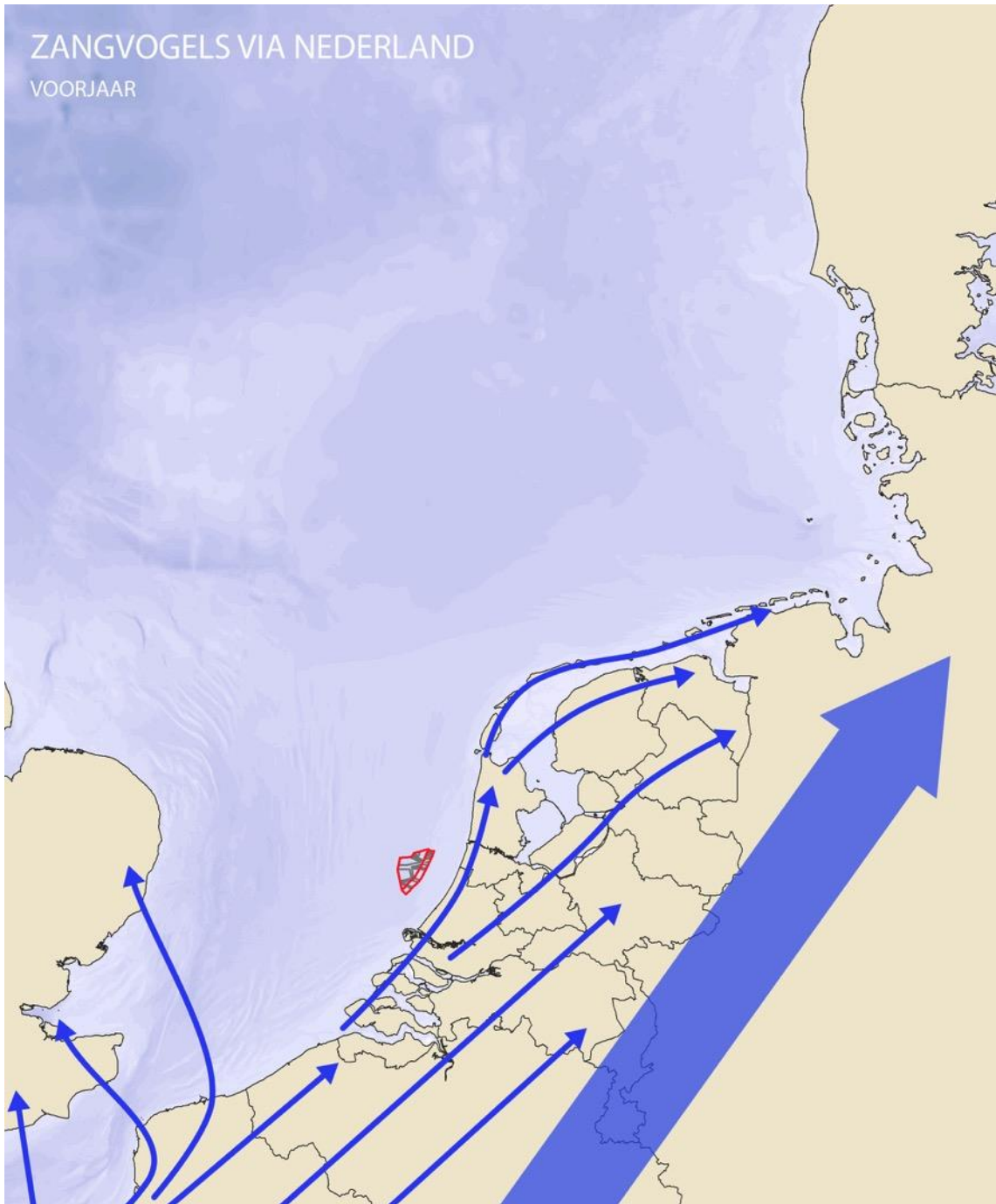
WATERVOGELS LANGS DE KUST EN VIA DE WADDEN

NAJAAR



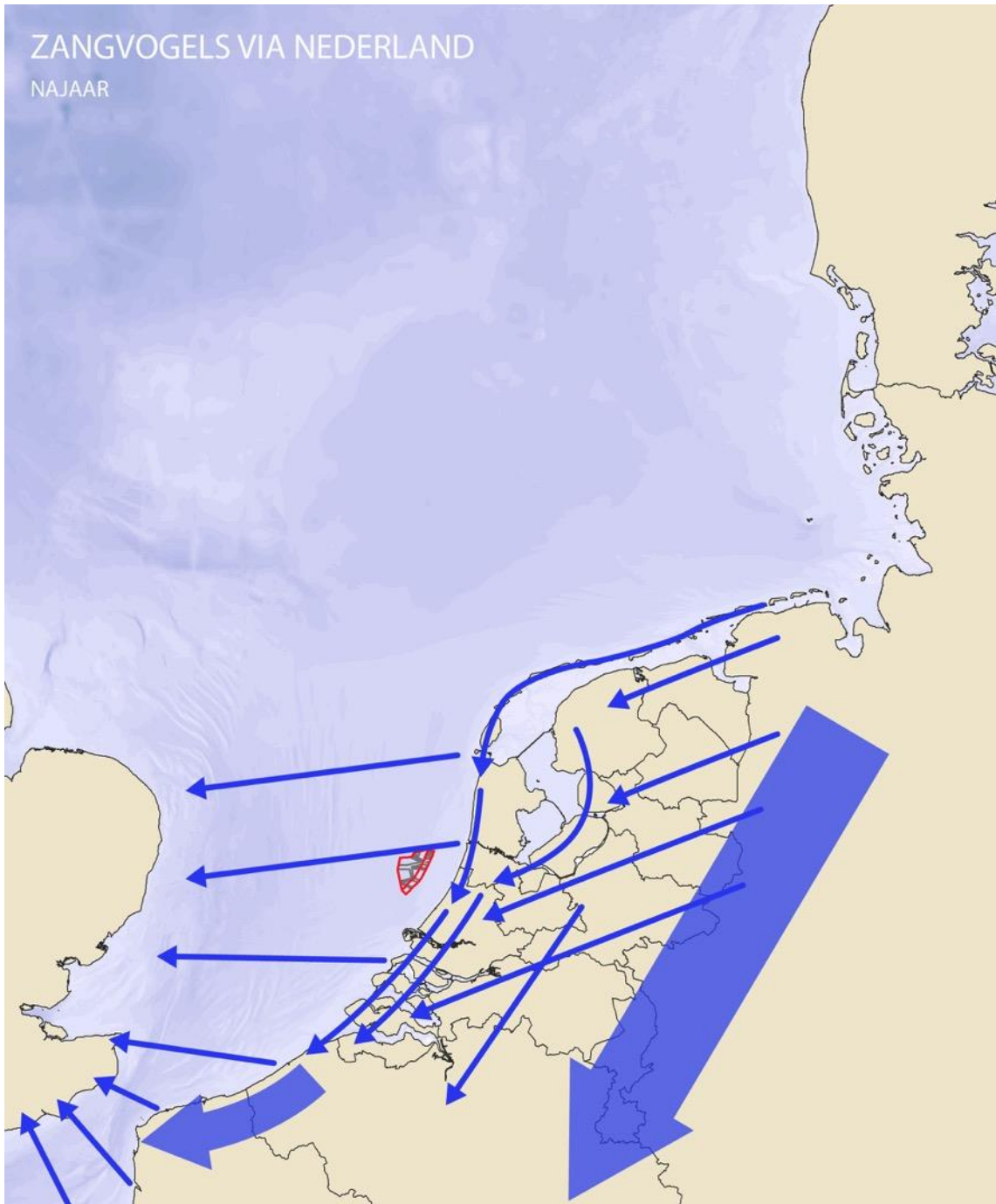
ZANGVOGELS VIA NEDERLAND

VOORJAAR



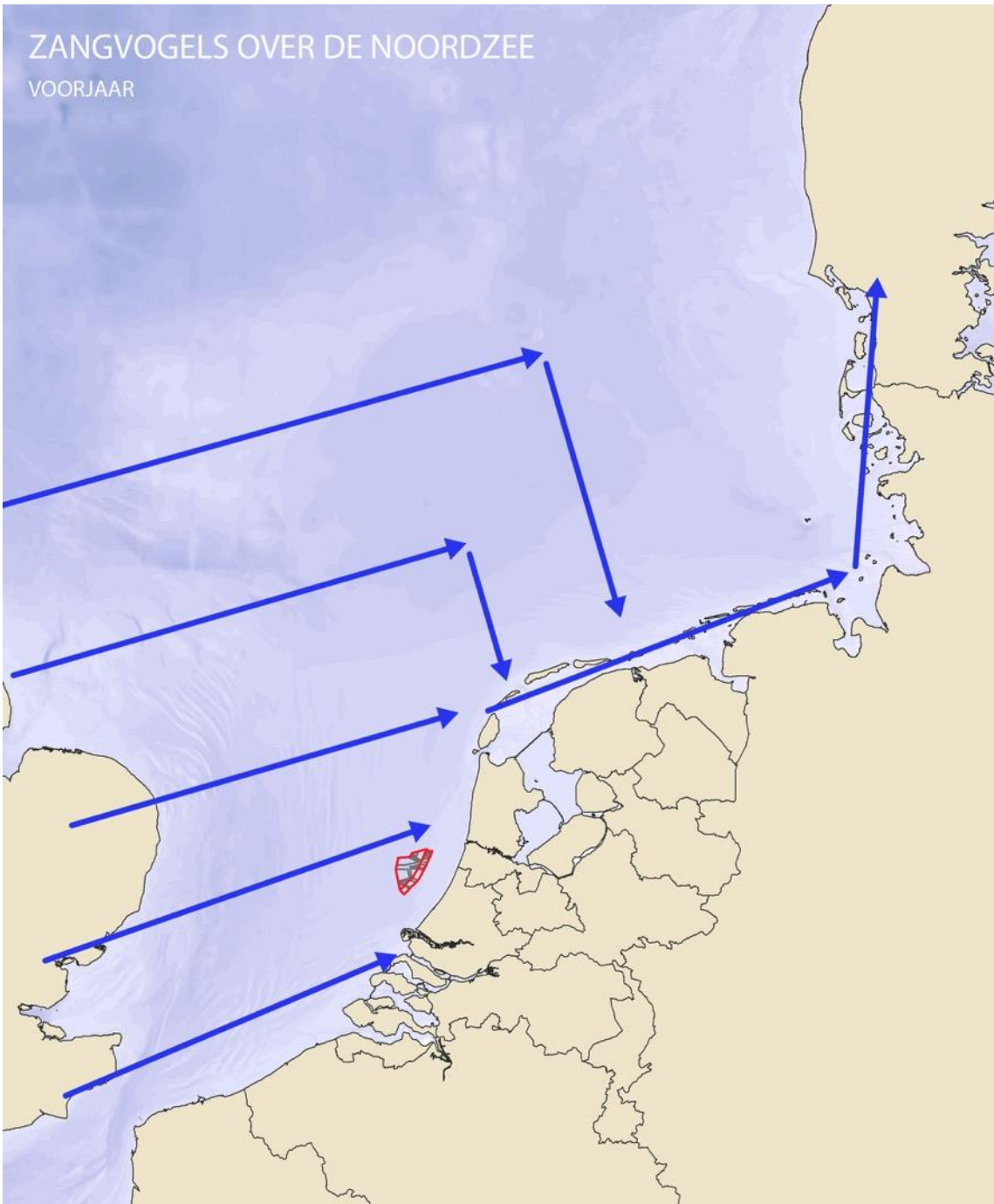
ZANGVOGELS VIA NEDERLAND

NAJAAR

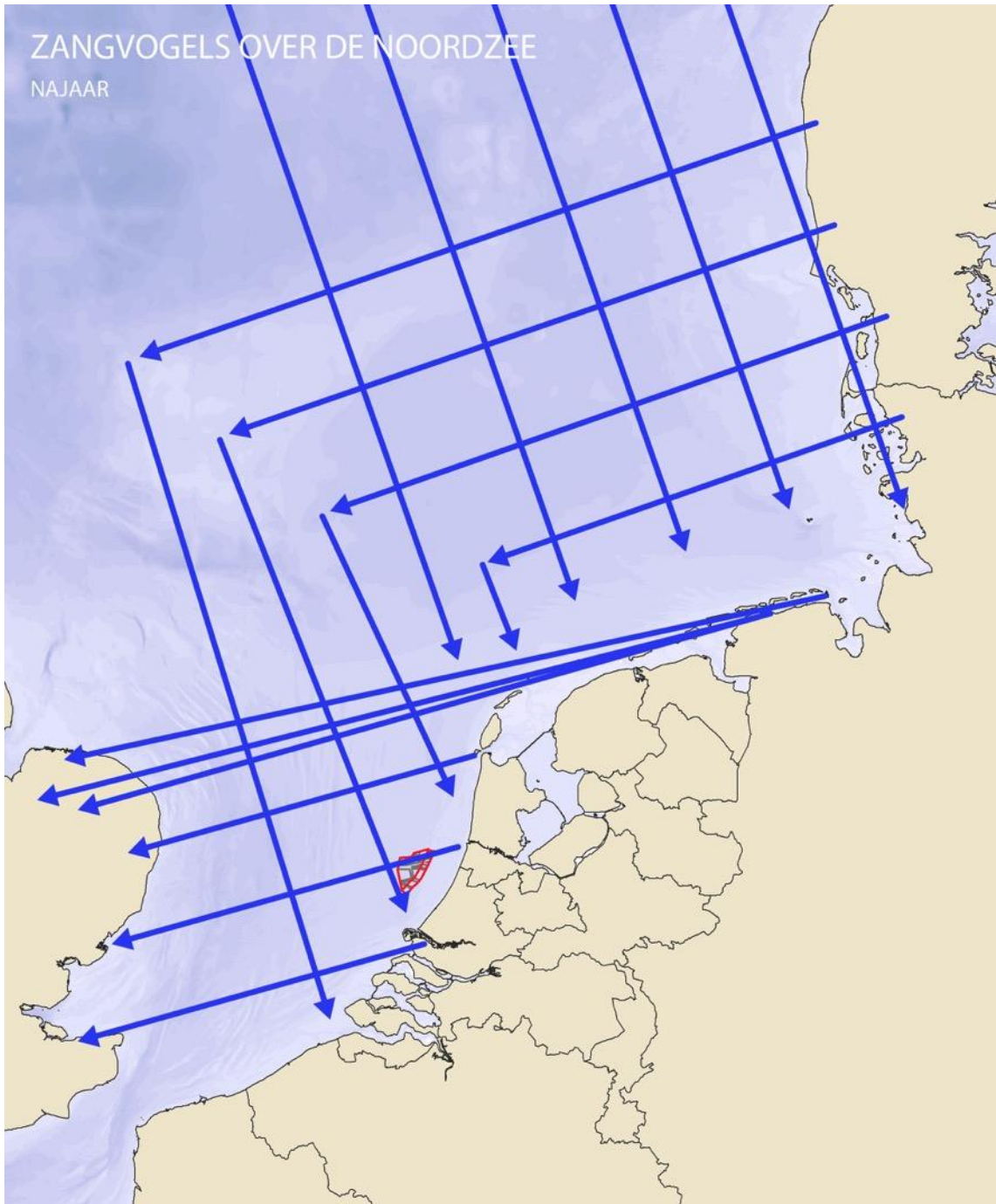


ZANGVOGELS OVER DE NOORDZEE

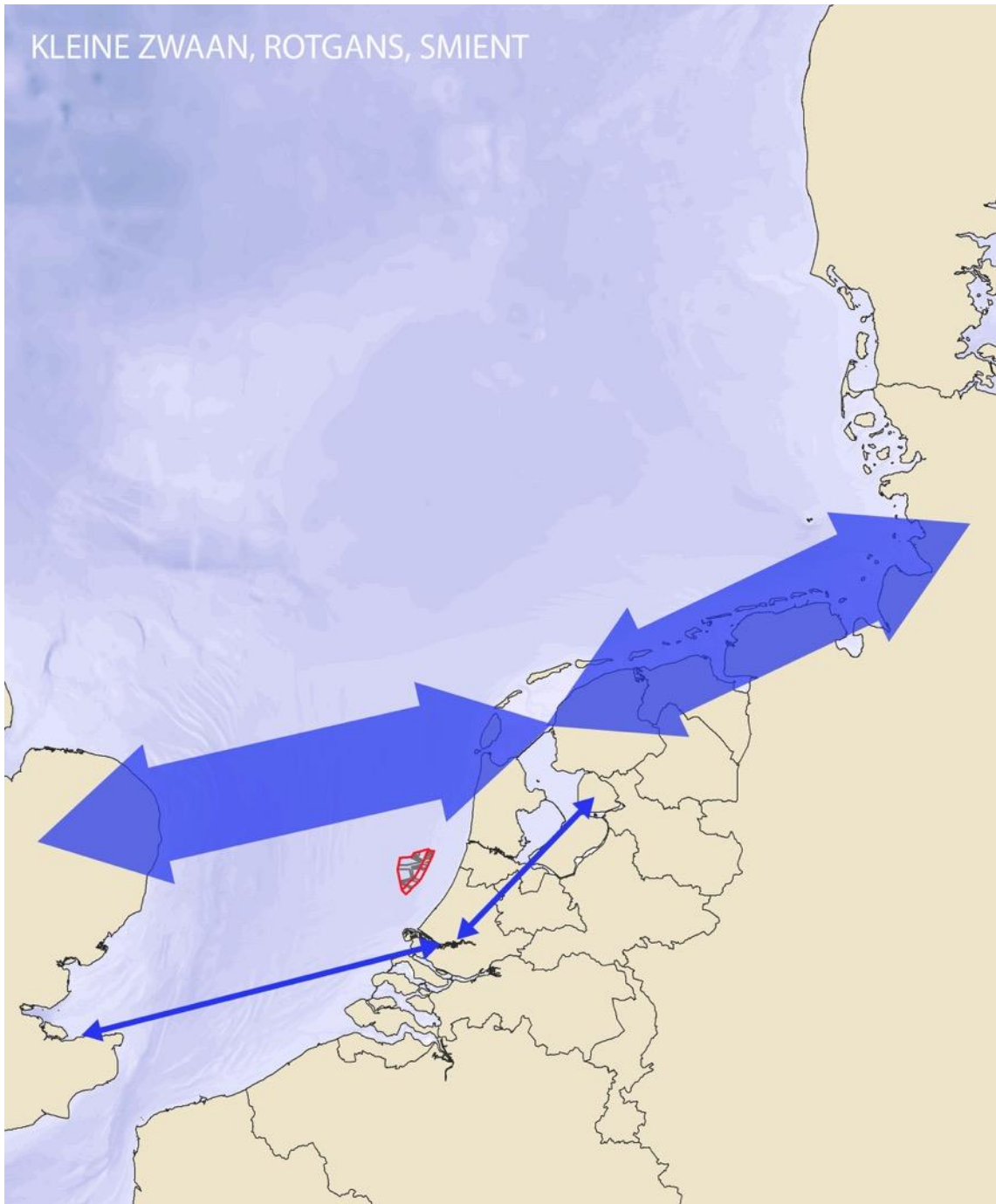
VOORJAAR



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 aanvaringssslachtoffers 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 aantrekkingskracht 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 aanvaringssslachtoffer 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

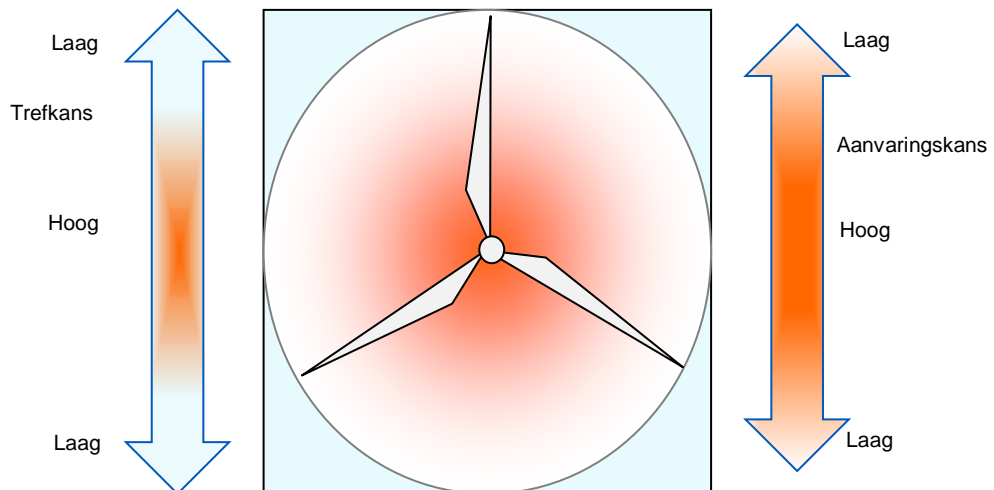
Berekeningen met het Band model kunnen dus op **dichtheden** van vliegende vogels of geschatte **fluxen** worden gebaseerd. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Als alternatief 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 twebladige 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 twebladige 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
Twebladige	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
sijs	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 vermijding 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.