

Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver

Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos

R.E. van der Vliet
E.G.R. Bakker
A. Potiek
J. Kraal
J.J. Leemans
M. Boonman
A. Gyimesi




Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver

Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos

R.E. van der Vliet, E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman, A. Gyimesi

Status uitgave: definitief

Rapportnummer: 22-104
Projectnummer: 21-0900
Datum uitgave: 20 september 2022
Projectleider: dr. R. van der Vliet & dr. A. Gyimesi
Tweede lezers: R.C. Fijn, MSc. & M. Teunis, Msc.
Naam en adres opdrachtgever: Pondera Consult B.V.
Amsterdamseweg 13, 6814 CM Arnhem
Postbus 919, 6800 AX Arnhem
Referentie opdrachtgever: email dd. 14-01-2022
Akkoord voor uitgave: drs. R.C. Fijn
Paraaf: 

Graag citeren als: van der Vliet, R.E., E.G.R. Bakker, A. Potiek, J. Kraal, J.J. Leemans, M. Boonman & A. Gyimesi 2022. Ecologisch achtergronddocument windenergiegebied IJmuiden Ver. Kavel I en kavel II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 22-104. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Trefwoorden: Natura 2000, aanvaringslachtoffers, verstoring, habitatverlies, Milieu Effect Rapportage, windenergie op zee, windturbines

Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv. Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Pondera Consult

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervaardigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Bureau Waardenburg bv hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.



Bureau Waardenburg, Varkensmarkt 9 4101 CK Culemborg, 0345 51 27 10, info@buwa.nl, www.buwa.nl



Voorwoord

De Rijksoverheid heeft doelen geformuleerd om in 2050 alle gebruikte energie in Nederland uit duurzame bronnen op te wekken. Nederland heeft met de Noordzee een gunstige plek voor windenergie op zee en daarom onderzoekt de Rijksoverheid de mogelijkheden voor de groei van het aantal windmolenparken op zee in Nederland. Hiervoor zijn afspraken geformuleerd in het Energieakkoord.

De Rijksoverheid wil de effecten van wind op zee op de natuur binnen de toegestane grenzen houden. Daarom worden voor de zogeheten kavels van nieuw te ontwikkelen windparken Milieu Effect Rapportages (MER's) en Passende Beoordelingen (PB's) opgesteld om de effecten op o.a. ecologie te bepalen voor een bandbreedte van verschillende lay-outs en turbine-types. Vervolgens kunnen ontwikkelaars hun initiatieven binnen deze bandbreedte verder uitwerken.

Eén van de windenergiegebieden die op deze manier zal worden beoordeeld is IJmuiden Ver. Bureau Waardenburg is door Pondera Consult benaderd om een bijdrage te leveren aan de onderdelen 'Vogels' (lokaal verblijvende zeevogels (zowel broed- als niet-broedvogels) en vogels tijdens seizoenstrek), 'Vleermuizen', 'Vissen' en 'Benthos' in deze procedures.

Onderhavig document is een achtergrondrapport dat door Pondera kan worden gebruikt bij het opstellen van het MER voor kavels I en II in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze teksten hebben betrekking op de onderdelen vogels, vleermuizen, vissen en benthos.

Aan de totstandkoming van dit rapport werkten mee:

Abel Gyimesi	projectleiding, rapportage
Roland van der Vliet	projectleiding, rapportage
Astrid Potiek	analyses, rapportage
Jacco Leemans	analyses, rapportage
Jente Kraal	rapportage
Martijn Boonman	rapportage
Miriam Schutter	rapportage
Rebecca Bakker	rapportage
Jurrit Zwerver	GIS-analyses, kaarten
Robert Middelveld	GIS-analyses, kaarten
Malenthe Teunis	kwaliteitscontrole
Ruben Fijn	kwaliteitscontrole

Genoemde personen zijn door opleiding, werkervaring en zelfstudie gekwalificeerd voor de door hen uitgevoerde werkzaamheden. Het project is uitgevoerd volgens het kwaliteitshandboek van Bureau Waardenburg. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg is ISO gecertificeerd.



Vanuit Pondera werd de opdracht begeleid door de heer M. Jaspers Faijer. Wij danken hem voor de prettige samenwerking. Vanuit Rijkswaterstaat heeft Raoul Syrier (Rijkswaterstaat Zee en Delta) het project begeleid. Daarnaast worden Maarten de Jong, Koen Dorsman (beide Rijkswaterstaat Zee en Delta), en Laura Jansen (Ministerie van Economische Zaken en Klimaat) bedankt voor hun bijdragen bij de totstandkoming van deze rapportage.

Disclaimer

De studie betreft een beoordeling van de huidige aanwezigheid van beschermde soorten planten en dieren. Deze beoordeling is gebaseerd op bronnenonderzoek en deskundigenoordeel. Bureau Waardenburg waarborgt dat het onderzoek is uitgevoerd door deskundige onderzoekers volgens de gangbare standaardmethoden. Het bureau is niet aansprakelijk voor waarnemingen van soorten door derden en waarnemingen die na afronding van de studie bekend worden gemaakt.



Inhoud

Voorwoord	3
DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK	7
1 Voorgenomen ingreep	8
1.1 Plangebied	8
1.2 Ontwikkeling windenergie	8
2 Relevante wetgeving en beleid	10
2.1 Natura 2000-gebieden	11
2.2 Soortenbescherming	19
2.3 Natuurnetwerk Nederland	20
2.4 Kaderrichtlijn Mariene Strategie	20
2.5 OSPAR-verdrag	22
3 Effecten op vogels en vleermuizen	24
3.1 Vogels	24
3.2 Vleermuizen	35
4 Effecten op onderwaterleven: vissen en benthos	38
4.1 Vissen	39
4.2 Benthos	48
5 Materiaal en methoden	55
5.1 Brongegevens	55
5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels	64
5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen	71
5.4 Effectbepaling en –beoordeling vissen	73
5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos	73
5.6 Effectbeoordeling	73
DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN	75
6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied	76
6.1 Vogels	76
6.2 Vleermuizen	101
7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied	105
7.1 Algemeen	105
7.2 Vissen	106
7.3 Benthos	110
DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD	117
8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen	118
8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering	118



8.2	Effecten op vogels tijdens gebruiksfase	119
8.3	Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen	130
8.4	Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen	131
9	Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos	132
9.1	Effecten op vissen	132
9.2	Effecten op benthos	134
9.3	Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos	137
9.4	Samenvatting effecten op KRM vis- en benthossoorten en habitats	138
10	Mitigatie	141
10.1	Vogels en vleermuizen	141
10.2	Vissen en benthos	146
11	Cumulatieve effecten	149
11.1	Vogels	150
11.2	Vleermuizen	164
11.3	Vissen	166
11.4	Benthos	166
	Literatuur	167
	Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving	192
	Bijlage II: Soortenlijst vis	206
	Bijlage III: Soortenlijst benthos	208
	Bijlage IV: Aanvaringen met tweebladige turbines	211



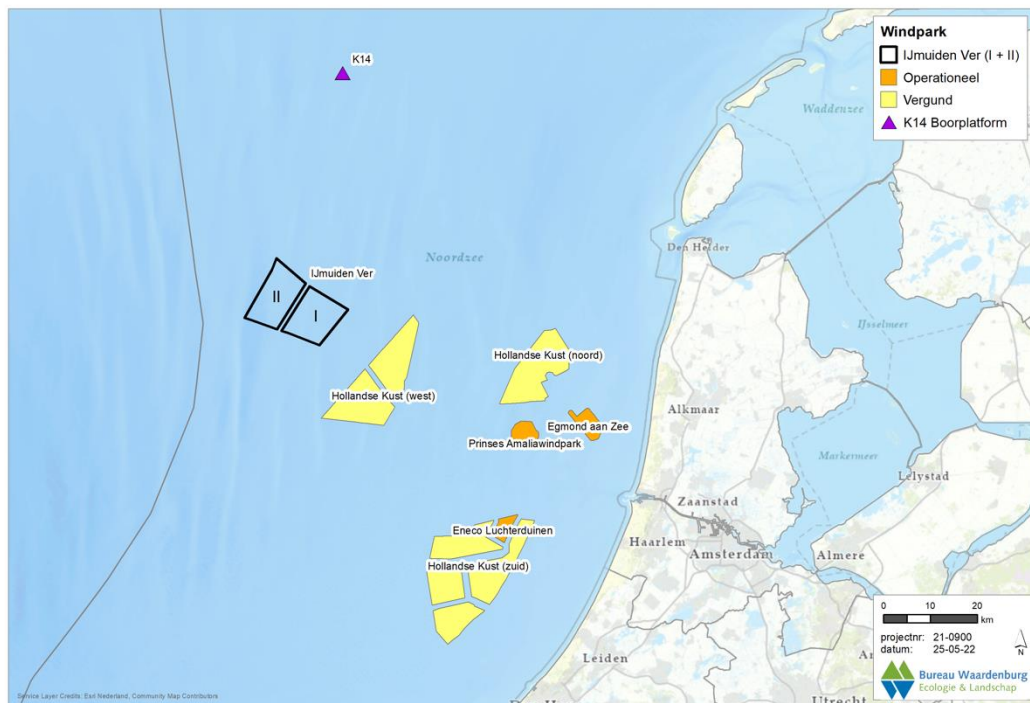
DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK



1 Voorgenomen ingreep

1.1 Plangebied

Het aangewezen windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in de zuidelijke Noordzee op 63 km van de Noord-Hollandse kust, ten noordwesten van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Het gebied van de vier kavels (van elk 1.000 MW) heeft een oppervlakte van ca. 388 km². Binnen deze rapportage worden de effecten van kavels I (met een oppervlakte van ca. 93 km²) en II (met een oppervlakte van ca. 96 km²) beoordeeld. De beoordeling van kavels III en IV vindt plaats in een parallelle procedure.



Figuur 1.1 Ligging van de kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver.

1.2 Ontwikkeling windenergie

In het windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen ontwikkelaars in een later stadium bepalen welke turbines gebouwd gaan worden en in welke configuratie. Om op voorhand (zonder concrete configuratie) tot een goede inschatting te komen van de effecten van het initiatief binnen de verschillende kavels, worden de effecten op ecologie bepaald voor een bandbreedte tussen een minimale en een maximale variant van lay-outs en turbintypes. Een windpark gevuld met 15 MW windturbines met een rotordiameter van 236 m wordt hierbij als het alternatief met het maximum aantal turbines (maximum alternatief) beschouwd en een windpark gevuld met 20 MW turbines met een rotordiameter van 280 m als het alternatief met het minimum aantal turbines (minimum alternatief; tabel 1.1). De



specificaties van de twee alternatieven zijn aangeleverd door Pondera Consult, na consultatie van Rijkswaterstaat Zee en Delta en de betrokken ministeries, voorafgaand aan het opstellen van onderhavig rapport en vastgelegd in de NRD.

Tabel 1.1 Windparkparameters per kavel voor Alternatief 1 en 2, als zijnde minimum- en maximum alternatief.

Alternatief	Turbine vermogen (MW)	Aantal turbines	Indicatief aantal MW	Turbine tiplaaagte (m)	Rotordiameter (m)	Ashoogte (m)
1	15	67	1.000	25	236	143
2	20	50	1.000	25	280	165



2 Relevante wetgeving en beleid

In dit hoofdstuk worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Windenergie op Zee' (2015) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven voor wat betreft de doelstelling voor windenergie op zee. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst waaraan moet worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit, zoals de Wet natuurbescherming. In het kavelbesluit ligt de finale toestemmingsverlening verankerd. Er zijn daarmee geen aparte vergunningen en ontheffingen op grond van de Wet natuurbescherming vereist, wat niet weg neemt dat voor windenergie op zee dezelfde natuurbeschermingsnormen gelden als voor andere ingrepen, met mogelijk effecten op beschermde soorten en gebieden. Waar in onderstaande tekst dus over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden gezien in het licht van (de vervangende toestemming in) het kavelbesluit.

De belangrijkste Europese regelgeving ten aanzien van de bescherming van natuurwaarden is gebaseerd op de EU-Habitatrichtlijn ('*Habitat Directive*' (92/43/EEC)), de Vogelrichtlijn ('*Birds Directive*' (1009/147/EC)) en de Ramsar Convention. In Europees verband wordt de soortbescherming van vogels gedefinieerd in de Vogelrichtlijn op basis van status en gevoeligheid van individuele soorten. De gebiedsbescherming uit de EU-Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn is in Nederland gebaseerd op het Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden en soorten. Vanaf 1 januari 2017 zijn soortenbescherming en gebiedsbescherming geïmplementeerd in de **Wet natuurbescherming** (Wnb), dus ook voor de soorten die voorkomen in het windenergiegebied IJmuiden Ver. In dit MER wordt onderzocht of er door de constructie, exploitatie en/of verwijdering van een windpark sprake is van mogelijke overtreding van verbodsbepalingen op beschermde soorten.

De constructie en de exploitatie van een windpark kan diverse effecten hebben op de in de omgeving verkerende flora en fauna. Deze effecten worden in dit rapport uiteengezet en getoetst. Er worden drie fasen onderscheiden waarin effecten op kunnen treden:

- **Constructiefase** - constructie van funderingen, plaatsen turbines, aanleg kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Exploitatiefase** - aanwezigheid masten, draaien van windturbines en onderhoud en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen;
- **Verwijderingsfase** - verwijdering van funderingen, kabels en hieraan gerelateerde scheepvaartbewegingen.



2.1 Natura 2000-gebieden



Figuur 2.1 Overzicht van de locatie van het windenergiegebied IJmuiden Ver kavel I en kavel II en de omliggende Natura 2000-gebieden.

In dit hoofdstuk wordt eerst de wet- en regelgeving nader toegelicht. Daarna worden elk van deze Natura 2000-gebieden besproken indien zij een instandhoudingsdoelstelling hebben voor broedvogels en/of niet-broedvogels. Een overzicht van de ligging van Natura 2000-gebieden is gepresenteerd in figuur 2.1.

2.1.1 Wetgeving rondom Natura 2000-gebieden

Gebiedsbescherming is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 2. Natura 2000-gebieden'.

Als de constructie of de exploitatie van een windpark negatieve effecten heeft op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen (kortweg: IHD's) van één of meer Natura 2000-gebieden, is een vergunning op grond van de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) vereist. Ook kunnen maatregelen om negatieve effecten te voorkomen, te verminderen of te compenseren nodig zijn.

Voorliggend rapport is een verkennend onderzoek naar de effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden. De centrale vraag van deze toetsing is: bestaat er een reële kans op significant negatieve effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of kan het optreden van significant negatieve effecten met zekerheid worden uitgesloten?

Meer in detail geeft deze rapportage antwoord op de volgende vragen:



- Welke beschermde natuurgebieden liggen binnen de invloedssfeer van het windenergiegebied? Wat zijn de IHD's voor deze natuurgebieden?
- Wat is de ligging van het plangebied ten opzichte van de habitattypen, de leefgebieden van soorten of andere natuurwaarden waarvoor de betreffende Natura 2000-gebieden zijn aangewezen? Welke functies heeft het plangebied en zijn invloedssfeer voor deze beschermde natuurwaarden?
- Welke effecten heeft de constructie en de exploitatie van een windpark op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden?
- Wat zijn de effecten van het windpark als deze worden beschouwd in samenhang met andere activiteiten en plannen, met andere woorden, wat zijn de cumulatieve effecten?
- Kunnen significante effecten (inclusief cumulatieve effecten) met zekerheid worden uitgesloten?

De effecten van de ingreep worden getoetst aan de IHD's die voor de Natura 2000-gebieden binnen de invloedssfeer van het windenergiegebied (zullen) gelden. Deze zijn ontleend aan de (concept) aanwijzingsbesluiten (<https://www.natura2000.nl/index.php/gebieden>).

2.1.2 Natura 2000-gebieden aangewezen voor broedvogels

Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. In dit hoofdstuk worden deze Natura 2000-gebieden gepresenteerd, inclusief alle broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling in het betreffende gebied. Van deze soorten zijn in de beoordeling uitsluitend broedvogelsoorten meegenomen die terecht kunnen komen in windenergiegebied IJmuiden Ver op basis van hun gemiddeld maximale foerageerrange (zie §6.1.2). Natura 2000-gebieden waarvan geen enkele beschermde soort in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kan komen of slachtoffers zijn voorspeld, worden verder buiten beschouwing gelaten. Dit geldt bijvoorbeeld voor het Duitse Vogelrichtlijngebied Helgoland (zie figuur 6.2). Voor de ligging van de verschillende Natura 2000-gebieden zie figuur 2.1.

Duinen en Lage Land Texel

In het Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel zijn 12 vogelsoorten aangewezen als broedvogels met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.1). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Duinen Vlieland

In het Natura 2000-gebied Duinen Vlieland zijn 8 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.2). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).



Tabel 2.1 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel (p=broedparen).*

Broedvogels		
roerdomp (5p)	blauwe kiekendief (20p)	dwergstern (40p)
lepelaar (120p)	kluut (120p)	velduil (20p)
eider (110p)	bontbekplevier (20p)	roodborsttapuit (40p)
bruine kiekendief (30p)	kleine mantelmeeuw (14.000p)	tapuit (100p)

Tabel 2.2 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Duinen Vlieland (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Broedvogels		
aalscholver (870p)	blauwe kiekendief (9p)	eider (2.100p)
lepelaar (170p)	bruine kiekendief (20p)	tapuit (35p)
porseleinhoen (4p)	kleine mantelmeeuw (2.500p)	

Waddenzee

In het Nederlandse Natura 2000-gebied Waddenzee zijn 13 vogelsoorten aangewezen als broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen (tabel 2.3). Onder de broedvogelsoorten maken alleen kleine mantelmeeuwen dusdanig lange foerageertochten en gericht op open zee dat ze kans hebben om in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht te komen (Woodward *et al.* 2019).

Tabel 2.3 *Instandhoudingsdoelstellingen van aangewezen vogelsoorten in Natura 2000-gebied Waddenzee (p=broedparen). Niet-broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Broedvogels		
lepelaar (430p)	eider (5.000p)	bruine kiekendief (30p)
blauwe kiekendief (3p)	kluut (3.800p)	bontbekplevier (60p)
strandplevier (50p)	kleine mantelmeeuw (19.000p)	grote stern (16.000p)
visdief (5.300p)	noordse stern (1.500p)	dwergstern (200p)
velduil (5p)		

Flamborough and Filey Coast

In het Britse Flamborough and Filey Coast zijn 4 vogelsoorten als broedvogel aangewezen met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.4). Op basis van de gemiddeld maximale foerageerrange kunnen jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs windenergiegebied IJmuiden Ver bereiken. Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston *et al.* 2013). Minder dan 1% van alle foerageertochten reikten verder dan 200



km van de kolonie. Foerageertochten van jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs waarbij een van de zoekgebieden wordt doorkruist kunnen dan ook als incidenteel beschouwd worden.

Tabel 2.4 Beschermde vogelsoorten in Flamborough and Filey Coast.

broedvogels		
jan-van-gent	drieteenmeeuw	zeekoet
alk		

2.1.3 Natura 2000-gebieden aangewezen voor niet-broedvogels

Verschillende Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee zijn (ook) voor zeevogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen. In voorliggende rapportage behandelen we alleen niet-kustgebonden vogelsoorten die in theorie in aanvaring kunnen komen met windturbines in windenergiegebied IJmuiden Ver en die buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee leiden. Voor de effecten van habitatverlies wordt uitsluitend het Natura 2000-gebied de Bruine Bank behandeld, voor alle overige Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee geldt dat ze op dusdanig grote afstand liggen van IJmuiden Ver dat effecten op voorhand zijn uitgesloten. Dit hoofdstuk behandelt alleen de relevante Natura 2000-gebieden, dat wil zeggen de gebieden met IHD's als niet-broedvogel voor vogelsoorten waarvan buiten het broedseizoen minstens 1 slachtoffer wordt verwacht in IJmuiden Ver (zie §8.2.1).

Momenteel zijn er in Nederland voor niet-broedvogels twee offshore Natura 2000-gebieden (Friese Front en Bruine Bank) aangewezen. Van de andere Nederlandse Natura 2000-gebieden langs de kust hebben alleen de Noordzeekustzone en Voordelta voor specifieke zeevogelsoorten IHD's als niet-broedvogel. De overige IHD's van deze gebieden betreffen kustgebonden watervogels.

Daarnaast gelden IHD's voor verschillende zeevogelsoorten als niet-broedvogel in de buitenlandse Natura 2000-gebieden Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer, Seevogelschutzgebiet Helgoland, Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete, SPA Östliche Deutsche Bucht, Sydlige Nordsø, Greater Wash en Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Voor de vogelsoorten waarvoor in deze en in overige Natura 2000-gebieden IHD's gelden als niet-broedvogel maar verder in hun leefwijze gebonden zijn aan de kust, zijn effecten op voorhand uitgesloten.

Bruine Bank

De Bruine Bank is aangewezen voor zes niet-broedvogelsoorten met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.5). IJmuiden Ver overlapt niet met de Bruine Bank, zodat er geen sprake is van direct habitatverlies. Wel kunnen de verstoringseffecten van windturbines verder reiken dan de werkelijke begrenzing van het windenergiegebied (Dierschke *et al.*



2016), zodat een effect van habitatverlies in een buffergebied rondom het windenergiegebied wel wordt behandeld.

Tabel 2.5 Niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Bruine Bank.

Niet-broedvogels		
jan-van-gent (behoud)	grote mantelmeeuw (behoud)	zeekoet (behoud)
grote jager (behoud)	dwergmeeuw (behoud)	alk (behoud)

Friese Front

Het Friese Front is volgens het aanwijzingsbesluit aangewezen voor zeekoet met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden. Kavel I en II van IJmuiden Ver liggen op ca. 80 kilometer van het Friese Front.

Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer behelst een groot deel van de Duitse Oost-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. In dit gebied zijn 78 soorten als niet-broedvogel met IHD's gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.6). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.



Tabel 2.6 *Beschermde vogelsoorten in Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Niet-broedvogels		
kleine zwaan	wilde zwaan	knobbelzwaan
alk	zeekoet	parelduiker
roodkeelduiker	aalscholver	geoorde fuut
roodhalsfuut	fuut	dodaars
kolgans	grauwe gans	kleine rietgans
rietgans	rotgans	brandgans
bergeend	wilde eend	krakeend
pijlstaart	slobeend	wintertaling
zomertaling	smient	tafeleend
kuifeend	grote zee-eend	zwarte zee-eend
brilduiker	nonnetje	middelste zaagbek
eider	blauwe reiger	lepelaar
steenloper	drieteenstrandloper	bonte strandloper
kanoet	krombekstrandloper	paarse strandloper
strandplevier	kleine plevier	bontbekplevier
goudplevier	zilverplevier	kievit
watersnip	scholekster	grutto
rosse grutto	wulp	regenwulp
kemphaan	kluut	zwarte ruiter
groenpootruiter	tureluur	kokmeeuw
zilvermeeuw	stormmeeuw	kleine mantelmeeuw
grote mantelmeeuw	dwergmeeuw	drieteenmeeuw
grote stern	visdief	noordse stern
dwergstern	zwarte stern	lachstern
slechtvalk	strandleeuwerik	oeverpieper
gele kwikstaart	frater	sneeuwgorst

Seevogelschutzgebiet Helgoland

In het Duitse Natura 2000-gebied Seevogelschutzgebiet Helgoland zijn 5 soorten als niet-broedvogel met instandhoudingsdoelstellingen gericht op het behoud van bepaalde populaties (tabel 2.7). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.



Tabel 2.7 *Beschermdе vogelsoorten in Natura 2000-gebied Seevogel Schutzgebiet Helgoland. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

niet-broedvogels		
alk	zeekoet	jan-van-gent
parelduiker	roodkeelduiker	zwarte zee-eend
eider	roodhalsfuut	drieteenmeeuw
stormmeeuw	kleine mantelmeeuw	dwergmeeuw
grote stern	visdief	noordse stern

Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete

Het Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete beslaat een groot deel van de Duitse Noord-Friese Waddeneilanden en omliggende zeegebieden. Dit gebied is voor 51 vogelsoorten aangewezen als broedvogel en voor 58 soorten als niet-broedvogel met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.8). IJmuiden Ver ligt buiten de foerageerranges van broedvogelsoorten uit het gebied.

Tabel 2.8 *Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und Küstengebiete. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.*

Niet-broedvogels		
kleine zwaan	wilde zwaan	aalscholver
noordse stormvogel	alk	zeekoet
roodkeelduiker	parelduiker	roodhalsfuut
rotgans	brandgans	bergeend
zwarte zee-eend	eider	wilde eend
pijlstaart	slobeend	wintertaling
smient	blauwe reiger	kievit
steenloper	drieteenstrandloper	bonte strandloper
kanoet	krombekstrandloper	strandplevier
bontbekplevier	watersnip	scholekster
rosse grutto	wulp	regenwulp
kemphaan	goudplevier	zilverplevier
kluut	zwarte ruiter	groenpootruiter
tureluur	smelleken	slechtvalk
ruigpootbuizerd	blauwe kiekendief	zeearend
zilvermeeuw	stormmeeuw	kleine mantelmeeuw
grote mantelmeeuw	dwergmeeuw	kokmeeuw
drieteenmeeuw	noordse stern	paapje



baardman	strandleeuwerik	frater
sneeuwgorst		

SPA Östliche Deutsche Bucht

Het Duitse Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht is voor 18 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.9).

Tabel 2.9 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied SPA Östliche Deutsche Bucht.

Niet-broedvogels		
fuut	zwarte zee-eend	noordse stormvogel
jan-van-gent	roodkeelduiker	parelduiker
drieteenmeeuw	kokmeeuw	dwergmeeuw
stormmeeuw	kleine mantelmeeuw	zilvermeeuw
grote mantelmeeuw	visdief	noordse stern
grote stern	alk	zeekoet

Sydlig Nordsø

Het Deense Natura 2000-gebied Sydlig Nordsø is voor 10 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.10).

Tabel 2.10 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Sydlig Nordsø.

Niet-broedvogels		
eider	zwarte zee-eend	parelduiker
roodkeelduiker	grote jager	dwergmeeuw
jan-van-gent	alk	zeekoet
kleine alk		

Greater Wash

Het Britse Natura 2000-gebied Greater Wash is voor 3 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.11).

Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex

Het Britse Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex is voor 16 vogelsoorten als niet-broedvogel aangewezen, met als IHD behoud van leefgebied en behoud van populatie zonder dat aan dat laatste een nominaal doel is verbonden (tabel 2.12).



Tabel 2.11 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Greater Wash. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Niet-broedvogels		
roodkeelduiker	zwarte zee-eend	dwergmeeuw

Tabel 2.12 Vogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebied Outer Firth of Forth and St. Andrews Bay Complex. Broedvogels met een IHD in dit gebied zijn uit de tabel gelaten.

Niet-broedvogels		
alk	brilduiker	ijseend
roodkeelduiker	zilvermeeuw	stormmeeuw
dwergmeeuw	kokmeeuw	grote zee-eend
zwarte zee-eend	middelste zaagbek	kuifaalscholver
kuifduiker	drieteenmeeuw	eider
zeekoet		

Overige Natura 2000-gebieden

Door de grote actieradius van (zee)vogels kunnen diverse soorten uit nabij of verder gelegen terrestrische Natura 2000-gebieden het plangebied van IJmuiden Ver bereiken om te foerageren. Via het verdrag van de 'Ramsar Convention', waarin de bescherming van internationaal belangrijke wetlands en daaraan gelieerde vogelsoorten is geregeld, worden ook lange-afstand trekvogels, die in aanraking kunnen komen met windturbines langs de trekroutes, beschermd. Daarnaast kan ook menig trekvogel, waarvoor in één of meer Natura 2000-gebieden IHD's gelden, tijdelijk gebruik maken van het plangebied, of het plangebied doorkruisen tijdens de seizoenstrek. Hierdoor kan er sprake zijn van externe werking (zie Bijlage I), omdat deze vogelsoorten effecten kunnen ondervinden van het windenergiegebied. Deze effecten worden in onderhavig rapport beoordeeld.

2.2 Soortenbescherming

De bescherming van soorten is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 3. Soorten'.

Bij de realisatie van IJmuiden Ver moet rekening worden gehouden met het huidige voorkomen van beschermde soorten planten en dieren in het plangebied. Als de voorgenomen ingreep leidt tot het overtreden van verbodsbepalingen betreffende beschermde soorten, zal moeten worden nagegaan of een vrijstelling geldt of dat een ontheffing moet worden verkregen.

De effecten van de constructie en de exploitatie van een windpark op beschermde soorten planten en dieren zijn in beeld gebracht en getoetst aan de verbodsbepalingen uit de Wnb. Daarbij is ingegaan op de volgende vragen:

- Welke beschermde soorten komen mogelijk of zeker voor in de invloedssfeer van het windenergiegebied?



- Welke effecten op beschermde soorten heeft de realisatie van een windpark?
- Kunnen deze effecten een wezenlijke negatieve invloed op de betrokken soorten hebben?
- Welke verbodsbepalingen worden overtreden en is hiervoor een ontheffing nodig?
- Is er mogelijk sprake van een effect op de Staat van Instandhouding (Svl) van de betrokken soorten?
- Welke maatregelen voor mitigatie en compensatie van schade aan beschermde soorten zijn noodzakelijk?

De Wet natuurbescherming onderscheidt bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

- beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Wnb § 3.1),
- beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Wnb § 3.2) en
- beschermingsregime andere soorten (Wnb § 3.3).

2.3 Natuurnetwerk Nederland

Naast deze bescherming is in Nederland het **Natuurnetwerk Nederland** (NNN; voormalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS)) ontwikkeld, een samenhangend netwerk van huidige en toekomstige natuurgebieden in Nederland bestaande uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingzones. De gehele Noordzee, en dus ook het windenergiegebied IJmuiden Ver, maakt onderdeel uit van de NNN. De kern van de bescherming van het NNN is dat de kernwaarden van het gebied niet mogen worden aangetast door een ingreep zoals beschreven in de Nota Ruimte (VROM 2005). In de Structuurvisie Wind op Zee (vervolg op de Nota Ruimte) is echter de doelstelling opgenomen voor windparken op de Noordzee in de Nederlandse exclusieve economische zone (EEZ). Realisatie van deze windparken geschiedt om dwingende redenen van groot openbaar belang. Hiermee wordt aangegeven dat windparken op zee in NNN-gebied Noordzee toegestaan worden. Daarnaast is het basisprincipe van het NNN dat een ononderbroken netwerk van natuurgebieden op land en water wordt gecreëerd dat aansluit aan het Europees netwerk. De constructie van een windpark zal geen belemmering vormen voor dit doel. Als gevolg van beide redenen zal de NNN dan ook niet verder beschouwd worden in onderhavig rapport.

2.4 Kaderrichtlijn Mariene Strategie

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (2008/56/EC) wordt in Nederlandse wetgeving geïmplementeerd in de Mariene Strategie. De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) verplicht de EU-lidstaten te bepalen wat in hun mariene wateren een goede milieutoestand is en de nodige maatregelen te treffen om deze per 2020 bereikt te hebben en vervolgens te behouden. Hiervoor is een lijst gemaakt van kwalitatief beschrijvende elementen (descriptor) waaraan moet worden voldaan (tabel 2.13).

Momenteel is er nog geen wetgeving met betrekking tot de kwalitatieve beoordeling van deze descriptor. Door de Rijksoverheid wordt met name met betrekking tot het kwaliteitselement zeebodem-integriteit (descriptor 6 in tabel 2.13) gezocht naar een



protocol om menselijke activiteiten (plannen of projecten) te beoordelen aan deze richtlijn. Het is nog niet bepaald in hoeverre bepaalde indicatorsoorten meegenomen moeten worden bij het beoordelen van de effecten van menselijke activiteiten op de doelstellingen van descriptor zeebodem-integriteit. Vogels en vleermuizen worden in dit kader alleen generiek benoemd zodat de Mariene Strategie-doelen overeenkomen met de Wnb-doelen. Wel is het zo dat een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver geen afbreuk mag veroorzaken aan de eisen die worden gesteld in de 11 kwalitatieve descriptoren.

Tabel 2.13 De descriptoren uit de Kaderrichtlijn Mariene Strategie zoals omschreven in de Mariene Strategie.

#	Kwalitatieve descriptoren
1	De biologische diversiteit wordt behouden.
2	Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten komen voor op een niveau waarbij het ecosysteem niet verandert.
3	Populaties van alle commercieel geëxploiteerde soorten vis, schaal- en schelpdieren blijven binnen veilige biologische grenzen, en vertonen een opbouw qua leeftijd en omvang die kenmerkend is voor een gezond bestand.
4	Alle elementen van de mariene voedselketens komen voor in normale dichtheden en diversiteit.
5	Door de mens teweeggebrachte eutrofiëring is tot een minimum beperkt.
6	Integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn.
7	Permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen berokkent de mariene ecosystemen geen schade.
8	Concentraties van vervuulende stoffen zijn zodanig dat geen verontreinigingseffecten optreden.
9	Vervuulende stoffen in vis en andere visserijproducten voor menselijke consumptie overschrijden niet de grenzen die door communautaire wetgeving of andere relevante normen zijn vastgesteld.
10	De eigenschappen van, en de hoeveelheden zwerfvuil op zee veroorzaken geen schade aan het kust- en mariene milieu.
11	De toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, is op een niveau dat het mariene milieu geen schade berokkent.

In voorliggend document wordt in het kader van de KRM extra aandacht besteed aan bepaalde soorten vissen en bodemdieren. Bescherming van vissen valt onder descriptor 1 (biodiversiteit), en bescherming van benthos valt zowel onder descriptor 1 (biodiversiteit) als descriptor 6 (integriteit zeebodem). De descriptor onderwatergeluid (11) is ook relevant voor het plangebied, maar deze is vooral gericht op verstoring van zeezoogdieren, die in voorliggend niet worden behandeld. Het effect van onderwatergeluid op vissen en benthos valt hierbij onder descriptor 1 (biodiversiteit).

De volgende overkoepelende criteria zijn geformuleerd voor descriptoren 1 en 6:

- (vissen) De populatiedichtheden en demografie van populaties van vissen duiden op gezonde populaties (descriptor 1).
- (benthos) Verbetering van de omvang, conditie en globale verspreiding van populaties van de gemeenschap van benthossoorten (descriptor 1 en 6).
- (zeebodem) Fysieke verstoring van de zeebodem door menselijke activiteiten wordt beperkt om te waarborgen dat de omvang, conditie en globale verspreiding



van populaties van de gemeenschap van kenmerkende benthosoorten toeneemt en doelen voor specifieke habitats worden gehaald (descriptor 6).

Binnen het KRM zijn geen beschermde vis- of benthosoorten aangewezen en ook geen instandhoudingsdoelstellingen geformuleerd. Wel is in het KRM een programma van maatregelen opgesteld voor 2022 – 2027, als onderdeel van de biodiversiteitsdescriptor, een goede milieutoestanden opgesteld voor kwetsbare vissoorten volgens OSPAR-beoordelingswaarde en het verbeteren van de populatieomvang van haaien en roggen in de Noordzee.

Een van de milieudoelen, vallend onder descriptor biodiversiteit, wordt in het bijzonder toegelicht: terugkeer en herstel van biogene riffen, waaronder platte oesterbanken. Biogene riffen, zoals zandkokerworm (*Sabellaria*)-banken en platte oesterriffen, worden mogelijk in de toekomst actief beschermd onder de KRM. In de geactualiseerde Mariene Strategie zijn verschillende beleidsvoornemens geformuleerd, waarin de Nederlandse overheid inzet op een terugkeer en herstel van biogene riffen in de Noordzee. Biogene rifbouwers (zandkokerworm, platte oester) staan namelijk ook op de lijst van bedreigde en/of achteruitgaande soorten en habitats van het 'Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijk deel van de Atlantische Oceaan' (OSPAR). Zie hiervoor paragraaf 2.5.

Aan de hand van bovengenoemde KRM-doelstellingen wordt in voorliggend document extra aandacht besteed aan de kabeljauw, elasmobranchen en *Sabellaria*-banken. Deze soorten komen (mogelijk) voor in het plangebied en zijn beschermd krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten, waardoor deze ook onder de KRM vallen (Bos *et al.* 2016). Deze soorten worden momenteel nog niet onder de Wet Natuurbescherming beschermd. In hoofdstuk 9.4 wordt de effectenbeoordeling voor deze soorten samengevat.

2.5 OSPAR-verdrag

Nederland heeft in 1998 het OSPAR-verdrag (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) geratificeerd. Het OSPAR-verdrag heeft als doel door internationale samenwerking het mariene milieu in de noordoostelijke Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee) te beschermen. Daarbij is de kern van het OSPAR-verdrag dat het zeegebied beschermd dient te worden tegen de nadelige effecten van menselijk activiteiten om de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden, en waar mogelijk aangetaste gebieden te herstellen.

Binnen het verdrag is een lijst opgesteld van bedreigde of afnemende soorten en habitats in het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan. Bij de beoordeling van de effecten van activiteiten op deze soorten en habitats binnen het OSPAR-gebied wordt het voorzorgsbeginsel toegepast. In de Nederlandse wetgeving worden de doelstellingen van dit verdrag (deels) ten uitvoering gebracht via diverse wetten, waaronder de Wnb en KRM (in 2010 opgenomen in het Waterbesluit onder de Waterwet). Om deze reden wordt het OSPAR-verdrag niet los beschouwd in onderhavig rapport, maar worden wel een aantal relevante soorten en habitats beschreven. Deze staan in de OSPAR-lijst met bedreigde



en/of afnemende soorten en habitats en zijn opgenomen in de KRM. Het gaat hierbij onder andere om kabeljauw, elasmobranchen (haaien en roggen) en rifvormende bodemdieren (bijvoorbeeld *Sabellaria*-banken). Voor *Sabellaria* moet onderscheid worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-banken, bestaande uit grotere velden met hoge dichtheden rifbouwende zandkokerwormen. De gevallen waarin de soort *Sabellaria spinulosa* optreedt als bio-bouwer, door de vorming van biogene riffen die een reliëf vormen op de zeebodem, worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee (van der Reijden *et al.* 2019). Aanbevelingen bij het OSPAR-verdrag geven aan dat verdragspartijen de mogelijkheid dienen te overwegen om regelgeving te introduceren om rifbouwers te beschermen en ook om de aanwezigheid, verspreiding en populatieverloop van de soort te onderzoeken en de omvang en kwaliteit vast te stellen middels monitoring en habitatinventarisaties van de zeebodem.

De kabeljauw, elasmobranchen (haaien en roggen) en *Sabellaria*-banken zijn zoals beschreven in hoofdstuk 2.4 opgenomen in KRM-doelstellingen en kunnen mogelijk in de toekomst worden opgenomen worden in habitatrictlijndoelstellingen.



3 Effecten op vogels en vleermuizen

In dit hoofdstuk worden deze effecten van een windpark op zee voor vogels en vleermuizen en voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering) beschreven. Eén van de eerste monitoringsprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels werd vanaf ongeveer 2000 uitgevoerd in Denemarken naar aanleiding van de constructie van de parken Horns Rev I en Nysted. In de loop der jaren volgden onderzoeksprogramma's in Nederland, Duitsland, België, Zweden en het Verenigd Koninkrijk. De belangrijkste onderzoeksresultaten worden hieronder samengevat. Aanvullend is soms ook gebruik gemaakt van onderzoek aan windturbines op land of in kustwateren om kennislacunes op zee te kunnen vullen.

3.1 Vogels

Vogels kunnen vier typen van effecten van windturbines ondervinden. Deze zijn:

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van (geluid van) turbines / effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid en aanwezigheid van boten etc.
- Indirecte effecten.

De vier typen effecten worden hieronder kort toegelicht.

Aanvaringen - effecten op passerende (lees vliegende) vogels, kortweg aanvaringsrisico's genoemd. Vogels kunnen met de rotor, de mast of het zog achter de windturbine in aanraking komen en gewond raken of sterven. Dit gevaar is 's nachts het grootst, met name in donkere of mistige nachten. Kwantitatieve gegevens over aanvaringen op zee zijn niet voorhanden. In diverse landen worden de aantallen aanvaringssslachtoffers vooraf berekend door middel van modellen.

Barrièrewerking - vogels moeten hun vliegpaden verleggen. Indien hierdoor stukken gebied niet meer gebruikt kunnen worden, vormen de windturbines een barrière op een vliegroute of trekbaan met verlies aan habitat en verhoogde energetische uitgaven tot gevolg. Tijdens hun vluchten boven zee wijken diverse soorten vogels uit voor individuele windturbines of hele windparken (Krijgsveld 2014). Deze uitwijking kan dermate groot zijn dat vogels het windpark als een barrière ervaren op hun bestaande vliegroutes. Barrièrewerking, en dan met name de energetische gevolgen van omvliegen, is zeer moeilijk te onderzoeken. In het Verenigd Koninkrijk zijn recent hierover de eerste bevindingen gepubliceerd en hieronder samengevat.

Habitatverlies (vermijding en verstoring van habitat) - effecten op het gebruik van gebieden als foerageer- of rustplaats vanwege menselijke activiteit, kortweg ook wel verstoring of vermijding genoemd. Het verschil tussen het effect van verstoring en



vermijding ligt bij de bron. Verstoringseffecten rond een windpark spelen vooral door menselijke handelingen, bijvoorbeeld via het heen en weer varen van boten of de productie van harde geluiden, zoals tijdens heiwerkzaamheden. Verstoring speelt daarom vooral in de constructie- en in de verwijderingsfase en dit effect is daarmee veelal tijdelijk. Het effect van vermijding van een windpark of windturbine speelt in de exploitatiefase en moet worden beschouwd als een langdurig effect. Vogels vermijden windturbines waarschijnlijk vanwege (de combinatie van) draaiende rotoren (beweging en/of geluid) en/of de aanwezigheid van een groot, hoog opgaand object in hun leefomgeving. Dit leidt ertoe dat een bepaald oppervlak voor gebruik door vogels verloren gaat. Voorlopig wordt ervan uitgegaan dat habitatverlies even lang duurt als de levensduur van het windpark, inclusief constructie en verwijdering.

Op zee gaat het dan alleen om de functie van rust- of foerageergebieden omdat op zee geen vogels broeden (zodat hier verstoring van broedgebieden verder buiten beschouwing wordt gelaten). Met name lokaal verblijvende soorten kunnen daarom verstoord worden door windparken op zee. De verstoringafstand verschilt per soort. Eerder werd habitatverlies vastgesteld in en rond windparken op zee in Denemarken en ook in Nederland en België. Binnen het Wozep programma zijn de effecten van verstoring op populatieniveau gemodelleerd (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019b). Werkelijk gemeten effecten van verstoring door windparken op zee zijn nog altijd beperkt.

Verstoring zal worden besproken voor zowel de constructiefase als de verwijderingsfase, terwijl vermijding alleen zal worden besproken voor de exploitatiefase.

Indirecte effecten

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

3.1.1 Constructiefase

Aanvaringen

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

Veel belangrijker tijdens de constructiefase is de permanente aanwezigheid van schepen die verlichting voeren. Verlichting trekt namelijk allerlei diersoorten aan, maar met name vogels, waardoor deze gedesoriënteerd raken (Barton & Pollock 2009, Bruinzeel *et al.* 2009). Dit komt met name voor bij nachtelijk vliegende (trek)vogels, maar ook sommige zeevogels zijn gevoelig voor aantrekking door licht. Gevolg is dat deze vogels in aanraking komen met het schip of gebouwde structuren op zee met vaak directe mortaliteit tot gevolg. Bovendien kunnen vogels gevangen raken in het licht en vliegend rondom de lichtbron



uitgeput raken, of door desoriëntatie boven zee verdwaald raken. Er zijn studies waarin geconcludeerd wordt dat effecten van aantrekking door licht op populatieniveau verwaarloosbaar zijn, maar anderen wijzen op overschrijdingen ver boven de 1%-mortaliteitsnorm (zie hoofdstuk 6) (Bruynzeel *et al.* 2009). Bruynzeel *et al.* (2009) onderzochten echter offshore platforms waar felle verlichting vanwege veiligheidseisen langdurig gebruikt wordt. In het geval van scheepsverlichting is er sprake van tijdelijke effecten en bij een enkel windpark zullen de effecten op populatieniveau naar verwachting verwaarloosbaar zijn. Gerichte studies naar de aantrekkende werking van scheepsverlichting bij offshore windparken zijn echter niet voorhanden, maar omdat de bouw van windparken niet allemaal tegelijk plaatsvindt, zullen de effecten elke keer afzonderlijk van elkaar optreden en cumulatie van de effecten is niet aan de orde.

Barrièrewerking

Kwantitatieve gegevens over barrièrewerking tijdens de constructiefase zijn niet beschikbaar. De verwachting is dat eventuele verstoring van vliegpaden in de loop van de tijd toeneemt door het toenemende aantal turbines.

Habitatverlies door verstoring

Over de exacte effecten op overleving en/of reproductie als gevolg van verstoring tijdens uitsluitend de constructiefase van een windpark op zee zijn momenteel geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat de verstoring groter is dan tijdens de exploitatiefase door het effect van toegenomen scheepsverkeer in het gebied dat een versturende werking heeft op vele soorten vogels (Rodgers & Schwickert 2002, Schwemmer *et al.* 2011). Het versturende effect van boten voor zeevogels is echter tijdelijk. De duur van verstoring is soortspecifiek. Zo blijven duikers en zee-eenden lang weg van hun originele zitplek nadat boten weer vertrokken zijn, maar landen meeuwen zeer snel weer op hun oorspronkelijke plek (Dierschke *et al.* 2016, Mendel *et al.* 2019, Schwemmer *et al.* 2011).

Onderzoek naar verstoring tijdens de constructie van OWEZ heeft geen aanwijzingen opgeleverd voor significante verstoring (door geluid) van lokale zeevogels (Leopold & Camphuysen 2007). Dat kwam vooral omdat het heien voor OWEZ (de meest ingrijpende activiteit tijdens de constructiefase) plaatsvond in het zomerseizoen toen er geen gevoelige soorten als duikers of alkachtigen in het gebied aanwezig waren. De wel aanwezige vogels (meeuwen, sterns) vertoonden geen enkele reactie op het heien. Wel is het zo dat de andere activiteiten gedurende een langere periode dan het heien werden uitgevoerd. Het kan niet worden uitgesloten dat de bijbehorende scheepsbewegingen versturend hebben gewerkt, bijvoorbeeld op alkachtigen in het voorjaar of in de herfst.

Onderzoek naar habitatverlies tijdens de constructiefase van Robin Rigg in het Verenigd Koninkrijk gaf aanwijzingen van verminderde dichtheden van zwarte zee-eend, duikers, noordse pijlstormvogels, zilverbreeuw, zeekoeten en alken, terwijl aalscholvers en grote mantelmeeuwen toenamen (Walls *et al.* 2013).



Indirecte effecten

Tijdens de constructiefase zijn mogelijke indirecte effecten op vogels te verwachten via de effecten van heien op lokale vispopulaties waarvan vogels mogelijk afhankelijk zijn voor hun voedselvoorziening. Dit type effecten komt vaak pas op langere termijn tot uiting als de constructiefase al is afgelopen.

3.1.2 Exploitatiefase

Aanvaringen

Kwantitatieve empirische gegevens over aanvaringen van vogels met windturbines op zee zijn nog niet beschikbaar door de hoge kosten en twijfelachtige kwaliteit van de bestaande meetapparatuur (Collier *et al.* 2011, 2012). Resultaten van diverse testprojecten in Nederland, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk zijn nog niet gepubliceerd (Dirksen 2017).

Aanvaringen komen waarschijnlijk voor onder kustbroedvogels die op zee foerageren en die van en naar de broedplek op en neer vliegen (Everaert & Stienen 2007, Prinsen *et al.* 2013). Verder komen aanvaringen voor onder zeevogels die permanent in het gebied verblijven en onder trekvogels (Drewitt & Langston 2006). Slechts twee studies rapporteren waarnemingen van aanvaringen van zeevogels met een windturbine op zee. Skov *et al.* (2018) meldden voor een periode van twee jaar in totaal 6 aanvaringen van meeuwen met een windturbine middels een camera in een offshore windpark in het Verenigd Koninkrijk. De andere melding betrof met behulp van radar en visuele observaties waargenomen aanvaringen van eiders in Zweden. Uit een groep met 310 vogels werden vier vogels geraakt en minstens één daarvan werd gedood (Pettersson 2005).

Als gemeld heeft verlichting een aantrekkende werking op vogels (o.a. Barton & Pollock 2009), hoewel kleur en intensiteit van het licht van groot belang zijn (Poot *et al.* 2008). Hieruit kwam naar voren dat rood licht een aantrekkende werking heeft, maar een knipperend rood licht zal minder aantrekkend veroorzaken dan een continu schijnend wit licht.

Schattingen van aantallen aanvaringssslachtoffers op zee worden gemaakt met behulp van verschillende rekenmodellen (Band 2000, 2012, Band *et al.* 2007, Troost 2008). Deze modellen geven een inschatting van de aantallen slachtoffers met als invoerparameters fluxen (aantallen vogels die door het park vliegen) al dan niet berekend vanuit een vogeldichtheid, macro- en micro-uitwijkingpercentages (zie onder barrièrewerking) en aanvaringsrisico's (vaak specifiek voor de verschillende soorten). In het verleden zijn diverse modellen ontwikkeld om slachtofferberekeningen te doen. Op dit moment wordt voor het berekenen van aantallen aanvaringssslachtoffers gebruik gemaakt van het Extended Band Model 2012 (Band 2012). In het algemeen worden bij windturbines met hogere tiplaagtes minder aanvaringssslachtoffers berekend 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.



Barrièrewerking

Veel soorten vogels wijken uit bij nadering van een windpark op zee of op land om zo langs het park of individuele turbines te vliegen (Petersen *et al.* 2006, Krijgsveld *et al.* 2011, Masden *et al.* 2012, Krijgsveld 2014, Bowgen & Cook 2018, Skov *et al.* 2018). Ze ervaren windparken dus als een barrière op hun vliegroute. Barrièrewerking kan zowel optreden voor seizoenstrek als voor lokale vliegbewegingen. De gevolgen van uitwijkgedrag kunnen leiden tot hogere energetische uitgaven voor individuele vogels. Voor lokale (broed)vogels bleek dat deze gevolgen het grootst zijn voor sterns door hun manier van vliegen en voedsel zoeken (Everaert & Stienen 2007) maar over het algemeen wordt aangenomen dat de energetische gevolgen van barrièrewerking relatief laag zijn (Masden *et al.* 2010). In een modelstudie werd aangetoond dat in potentie barrièrewerking onder trekvogels kan optreden, maar dat de afstand van omvliegen minimaal is in verhouding tot de totale trekroute (Masden *et al.* 2009). Onbekend is echter wat de gevolgen van omvliegen zullen zijn in cumulatie met andere windparken. Uitwijking is van groot belang voor het berekenen van aantallen aanvaringslachtoffers. Daarom wordt uitwijking hieronder in meer detail behandeld.

Eén van de eerste meldingen van barrièrewerking bij zeevogels kwam uit onderzoek aan visdieven in de haven van Zeebrugge (Everaert & Stienen 2007). Hier bleken verhoogde aantallen slachtoffers te vallen onder vogels die pendelden tussen de kolonie en de foerageergebieden op zee, waarbij de turbines een barrière vormden.

In sommige studies werd aangetoond dat de tussenruimte tussen turbines van invloed was op de barrière ervaring van soorten (Larsen & Guillaumette 2007, Krijgsveld *et al.* 2011) en ook dat bij een grotere tussenruimte het optreden van barrièrewerking minder kan zijn (Masden *et al.* 2012). Verdere gegevens of richtlijnen over de minimaal benodigde tussenruimte tussen turbines om barrièrewerking te voorkomen zijn er niet. De omvang van het windpark bepaalt daarnaast natuurlijk ook de mate van barrièrewerking. De beoordeling hiervan dient onder andere te geschieden in relatie tot de dagelijks af te leggen vliegafstanden.

Uitwijkgedrag is onder te verdelen in **macro-uitwijking** en **micro-uitwijking**. Onder macro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op het gehele windpark verstaan. Onder micro-uitwijking wordt de reactie van vliegende vogels op individuele turbines verstaan. Beide typen worden hieronder behandeld.

Macro-uitwijking

In diverse onderzoeken is een verschil in uitwijking vastgesteld tussen dag en nacht. Uitwijking rond het windpark Nysted in Denemarken vond plaats vanaf 5 km afstand. Van de vogels die in de richting van het windpark vlogen week in totaal meer dan 50% uit. Overdag blijken trekkende vogels eveneens hun trekroute te verleggen om windparken te vermijden. Nabij het windpark vlogen gedurende de nacht onder meer eiders en zwarte zee-eenden tot dicht bij het windpark (< 1 km) voor dat uitwijking plaatsvond dan overdag (1,5-3,5 km) (Petersen *et al.* 2006). Door de verminderde detectie van het windpark gedurende de nacht vloog een groter aandeel migrerende vogels door het windpark in



vergelijking met overdag. Op basis van radargegevens vlogen de meeste vogels boven turbinehoogte (>110 m).

Na oprichting van een near-shore windpark in het zuiden van Zweden (Nogersund) verlegden trekvogels hun route zeewaarts om het windpark te ontwijken (Larsson 1994). De nachtelijke effecten op vogels bij dit windpark zijn onbekend.

Ook bij Tunø Knob (Kattegat, Denemarken) pasten lokaal verblijvende eiders in donkere nachten hun vlieggedrag aan (Tulp *et al.* 1999, Larsen & Guillaumet 2007). 's Nachts werd in en om het windpark Tunø Knob en directe omgeving duidelijk minder gevlogen dan in de wijdere omgeving. Eiders die in het donker toch het windpark naderden vlogen er in de meeste gevallen uiteindelijk omheen, soms na een duidelijk afbuigende beweging. Er lijkt hierbij nog een verschil te zijn in gebruik. Een opening in de lengterichting (400 m) van het uit twee rijen windturbines bestaande windpark werd meer benut dan de openingen in de dwarsrichting (200 m).

Krijgsveld *et al.* (2011) vonden een vergelijkbaar patroon in windpark OWEZ. Uitwijking was hier het grootst bij zeevogels als jan-van-gent, duikers, alk, zeekoet en zwarte zee-eend. Ook trekkende landvogels (zwanen, ganzen en eenden) weken uit voor het windpark. Geen uitwijking werd vastgesteld voor aalscholver, de meeste meeuwensoorten en trekkende zangvogels en steltlopers. Het gemiddeld aantal vogels dat vastgesteld werd in het windpark lag 28% lager dan buiten het windpark. Vliegpaden werden veelal aangepast op 1-2 km voor het windpark tot 3-4 km na het verlaten van het windpark. De vlieghoogte van lokale zeevogels lag met 70 m op turbinehoogte. Trekvogels als steltlopers en zangvogels vlogen tot 1,4 km hoogte.

Plonckzier & Simms (2012) stelden eveneens uitwijking vast voor trekkende groepen ganzen (~95% van alle trekkende kleine rietganzen) bij een windpark op enkele kilometers uit de kust in Engeland. In Duitsland werd uitwijking geconstateerd voor bijvoorbeeld vliegende dwergmeeuwen terwijl voor andere soorten (met name grote) meeuwen geen reactie werd vastgesteld (Hill *et al.* 2014).

Gyimesi *et al.* (2018a) toonden aan dat kleine mantelmeeuwen in offshore windparken macro-uitwijking vertonen en in mindere mate gebruik maken van windparken. Ook Skov *et al.* (2018) vonden een macro-uitwijking variërend van 44-62% onder grote meeuwen in een Brits offshore windpark. Aanwezigheid van vissersboten nabij het windpark kan echter van invloed zijn geweest op deze resultaten. De kleine mantelmeeuwen die toch regelmatig foerageerden binnen windparken bleken er een sterke uitwijking op micro-/meso-schaal te vertonen (Thaxter *et al.* 2018).

Micro-uitwijking

Krijgsveld *et al.* (2011) stelden vast dat de meeste vogels binnen het OWEZ-windpark op actieve wijze windturbines 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%.

Habitatverlies door vermijding

Vermijding vanwege windparken op zee kan variëren van een licht vermijdende werking waardoor er minder vogels dan voorheen in het gebied zullen voorkomen, tot een totale vermijding (geen enkel individu komt het gebied meer binnen, afhankelijk van de soort).

Geluid

Tijdens de exploitatiefase veroorzaakt de turbine geluid onderwater. Voornamelijk duikende vogels zullen onderwatergeluid kunnen horen. Uit onderzoek naar onderwatergeluid in Nederlandse windparken bleek dat de geluidsniveaus onder water laag zijn tijdens de exploitatiefase in vergelijking met het al aanwezige achtergrondgeluid (Haan *et al.* 2007, Jansen & de Jong 2014). De specifieke gevoeligheid van de verschillende soorten zeevogels voor onderwatergeluid zijn niet bekend. Indien onderwatergeluid de oorzaak zou zijn van verstoring van vogels, dan zullen tijdens de constructie vogels tot op een grotere afstand verstoord worden dan tijdens de exploitatiefase. Dit effect werd echter in OWEZ niet gevonden (Leopold & Camphuysen 2007).

Wellicht worden ook rustende zeevogels op het water beïnvloed door geluid van de turbines. Over eventuele effecten van dat geluid op foeragerende of rustende zeevogels is geen informatie beschikbaar. Wel is inmiddels vastgesteld dat een operationeel windpark bepaalde vogelsoorten afschrikt. De soorten met het sterkste vermijdingsgedrag zijn meestal soorten die zich veel zwemmend over zee bewegen (in tegenstelling tot vliegend, zoals in het geval van meeuwen), en die onder water duikend naar voedsel zoeken. Of deze verstoring het gevolg is van geluid of juist veroorzaakt wordt door visuele factoren (of de combinatie daarvan) is onbekend (Drewitt & Langston 2006).

Aanwezigheid turbines

Onderzoek naar de effecten van de aanwezigheid van turbines kan worden uitgevoerd door de dichtheden in het windpark te vergelijken met dichtheden op dezelfde locatie voor de locatie van het windpark. Hierbij worden ook dichtheden rondom het windpark betrokken, in zones van 2 en 4 km. Een andere methode van onderzoek hiernaar is het volgen van gedragingen van gezenderde vogels. Na uitlezing van de zenders kan worden bepaald in hoeverre het windpark zelf en het gebied hieromheen wordt vermeden.

De mate waarin vermijding optreedt is veelal soortspecifiek (Petersen & Fox 2007). De meeste zeevogels van de Noordzee blijken echter in meer of mindere mate een windpark op zee te mijden (Petersen & Fox 2007, Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012, Walls *et al.* 2013, Mendel *et al.* 2014, Vanermen *et al.* 2015). Vooral soorten die grotendeels zwemmend op zee voorkomen en duikend onder water foerageren (zoals duikers, alk en zeekoet) lijken sterk vermijdingsgedrag te vertonen (Peterson & Fox 2007). In eerste instantie meden deze soorten een operationeel windpark totaal, terwijl ook in de zone tot 4 km rond het windpark nog altijd een vermijding met 50-86% werd vastgesteld. Ook andere zeesoorten als jan-van-gent, noordse pijlstormvogel en drieteenmeeuw vermijden



windparken. Onder trekkende landvogels gold de sterkste vermijding voor ganzen en zwanen (Krijgsveld *et al.* 2011).

Peschko *et al.* (2021) lieten zien dat 89% van de individueel gezenderde jan-van-genten van de broedkolonie op Helgoland (Duitsland) windparken voornamelijk vermeden. Petersen & Fox (2007) verkregen op basis van vliegtuigtellingen een beste schatting voor het vermijdingspercentage bij jan-van-gent van 38% tot op 4 km rond het park. In Luchterduinen is na de constructie van het windpark de afname in aantallen van jan-van-genten bepaald op 50-75% en van zeekoeten op ca. 45% (Skov *et al.* 2017). Deze soorten lijken PAWP en OWEZ respectievelijk tot 2 km en 2-4 km te vermijden (Skov *et al.* 2017). Zeekoeten lieten daarnaast in een studie in de Noordzee bij Duitsland een vermijding van 63% zien, wat zelfs 75% was op de momenten dat de wieken van de turbines aan het draaien waren (Peschko *et al.* 2020b).

Ook gezenderde roodkeelduikers vermeden een windpark sterk. Zelfs tot op 15 kilometer kwamen significant minder exemplaren voor dan in de gebieden daaromheen (Heinänen *et al.* 2020). Deze vermijdingsafstand komt overeen met de afstand gevonden door Mendel *et al.* (2019). In de laatste studie kon deze afname mogelijk deels verklaard worden door de toegenomen activiteit van schepen rondom de windparken.

Voor niet alle soorten wordt een eenduidig beeld verkregen. Vanermen *et al.* (2015) stelden hogere dichtheden van zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw vast bij twee windparken op zee in het Belgische deel van de Noordzee terwijl ook verschillende soorten sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw werden aangetrokken (Vanermen *et al.* 2013). Ook in het studiegebied van het Duitse Alpha Ventus windpark op zee (ongeveer 17,5 bij 27 km) bleken na constructie hogere aantallen dwergmeeuwen voor te komen, alhoewel dit niet gold binnen het park, maar voornamelijk op een afstand van 3-10 km van het park. Sterns bleken een Deens windpark park echter totaal te mijden, al foerageerden zij wel in hogere aantallen vlak langs de randen van het park, in het zog van de buitenste turbinepalen (Petersen & Fox 2007). Leopold *et al.* (2012) stelden habitatverlies vast voor PAWP voor dwergmeeuw en stormmeeuw en voor fuut, grote mantelmeeuw en visdief/noordse stern in OWEZ. Vermijding door kleine mantelmeeuw werd juist bij de windparken Alpha Ventus (Mendel *et al.* 2014) en OWEZ geconstateerd (Leopold *et al.* 2012). Kleine mantelmeeuwen bleken echter wel gebruik te maken van het windpark om te foerageren en vermeden in die zin het park niet, maar aantallen waren lager ten opzichte van de situatie voor de constructie van het park. Vergelijkbare resultaten leverden de onderzoeken Thaxter *et al.* (2018) en Gyimesi *et al.* (2018a) op basis van data van vogels uitgerust met GPS-zenders.

Er zijn indicaties dat de configuratie van een windpark van invloed kan zijn op de mate van habitatverlies van zeevogels (Krijgsveld 2014). In OWEZ bleek dat vogels makkelijker tussen turbines doorvliegen waar de openingen groot zijn, of waar turbines stilstaan (Krijgsveld *et al.* 2011). Zeekoeten leken meer verstoord te worden in PAWP, met veel turbines op een klein oppervlak, dan in OWEZ waar meer ruimte tussen de turbines is (Leopold *et al.* 2011, 2012). Significant waren deze resultaten echter niet (appendix C in Rijkswaterstaat 2015).



Daarnaast kan er ook een temporeel verschil zijn in vermijding van windparken door vogels. Zo lieten Peschko *et al.* (2020a) zien dat drieteenmeeuwen de drie aanwezige windparken in de Duitse Noordzee significant vermeden tijdens het broedseizoen, terwijl dit niet het geval was in het vroege voorjaar. Het tegenovergestelde bleek voor jan-van-genten: exemplaren waren na het uitkomen van de eieren meer tijd in windparken aanwezig dan ervoor en liepen zelfs tot acht keer meer risico op een aanvaring (Lane *et al.* 2020).

Ook op een langere tijdsschaal waren er verschillen in vermijding tussen soorten. Petersen & Fox (2007) lieten zien voor een windpark in Denemarken dat zee-eenden mogelijk wennen aan een windpark. Als de foerageermogelijkheden er gunstig waren, bleken zij enkele jaren na de constructie wel voor te komen binnen het windpark (Danish Energy Agency 2013) hoewel nog altijd in lagere dichtheden dan voor de constructie van het park (Petersen *et al.* 2014b). Of er ook verder op zee, bij andere soorten zeevogels gewinning zal optreden is nog onduidelijk, evenals om welke stimulus het gaat bij de verstoring door een windpark op zee. Als dit 'onrust aan de horizon' zou zijn, lijkt gewinning op termijn in principe mogelijk als het om dezelfde exemplaren gaat. Er zijn echter indicaties dat er een hoge turnover rate is van exemplaren op een bepaalde locatie op zee zodat nieuw arriverende exemplaren rond een windpark geen gelegenheid hebben gehad om te wennen. Zo werd ten tijde van de Tricolor olieramp geconcludeerd dat vrijwel de hele 'populatie' aan alken/zeekoeten in Belgische wateren dood of stervend op het strand aanspoelde (Camphuysen & Leopold 2005), ondanks het feit dat op zee geen duidelijke daling van de dichtheden te zien was (Eric Stienen, pers. comm.). Evenzo wijzen metingen aan kopruï bij Zeekoeten in het vroege voorjaar erop, dat er voortdurend wegtrek plaatsvindt van exemplaren die klaar zijn met de rui (Camphuysen & Leopold 1994). Door deze hoge turnover-rate wordt gewinning vanwege onrust aan de horizon wellicht sterk tegengewerkt. Dit geldt sowieso indien de stimulus voor verstoring ligt in onderwatergeluid.

Aantrekking in plaats van habitatverlies

Onderzoek aan windparken op zee heeft aangetoond dat voor verschillende vogelsoorten geldt dat er hogere dichtheden in of nabij gebieden met windparken aanwezig kunnen zijn. Onderzoek naar de windparken op zee in Denemarken (Petersen *et al.* 2006) toont aan dat in Nysted hogere dichtheden aan middelste zaagbekken bij een windpark aanwezig waren. In Horns Rev bleek dat zilvermeeuwen, dwergmeeuwen en noordse sterns/visdieven (die niet van elkaar te onderscheiden zijn tijdens vliegtuig surveys) in de omgeving van het windpark aanwezig waren, mogelijk als gevolg van het toegenomen scheepvaartverkeer ter plaatse (voor onderhoud) en van het ontstaan van getijde-zogen achter de monopiles, waarin de vogels succesvol konden foerageren (Petersen & Fox 2007). Uit het OWEZ-onderzoek (Krijgsveld *et al.* 2011, Leopold *et al.* 2012) bleek dat het windpark een aantrekkende werking heeft op aalscholvers, dwergmeeuw en stormmeeuw. Ook in de post-construction monitoring van PAWP en OWEZ werd aantrekking gevonden voor aalscholver (Leopold *et al.* 2012).

Indirecte effecten

Momenteel is visserij beperkt mogelijk in het gebied van windparken op zee. Hierdoor neemt potentieel de visbeschikbaarheid in het gebied toe, temeer omdat de introductie van hard substraat en structuren mogelijk een positief effect heeft op het voorkomen en de



diversiteit van benthos en vis in het gebied (Lindeboom *et al.* 2011, Bouma & Lengkeek 2009, 2012). Dit zou kunnen leiden tot aantrekking van vogels, als bijvoorbeeld vissen zich gaan ophouden rond de funderingspalen (conform de bevindingen van Winter *et al.* 2010 en Van Hal *et al.* 2012)), waardoor plaatselijk goede foerageermogelijkheden voor viseters ontstaan. Dit kan een toename van het aantal vliegbewegingen in het park veroorzaken waardoor aantallen aanvaringen mogelijk toe kunnen nemen.

Indien de visserij uit het windpark geweerd wordt, zoals gebruikelijk is in Nederlandse windparken op zee, zal ter plaatse geen bijvangst overboord gezet worden waardoor minder aaseters in het gebied zullen voorkomen. Echter in de onmiddellijke of ruimere omgeving zal per saldo juist meer gevestigd worden omdat de visserij intensiteit in het gebied niet zal afnemen. Het lokaal sluiten van de visserij is in feite slechts een verplaatsing van de visserij naar elders.

De onbegrensde tipsnelheid van rotors kan in de exploitatiefase hogere geluidsniveaus met zich meebrengen. Mogelijk speelt het geluid van windturbines een rol in het vermijdingsgedrag van vogels, vooral 's nachts en in omstandigheden van slecht zicht. Het zou in offshore gebieden met weinig achtergrondgeluid nog versterkt kunnen worden. Echter, dergelijke effecten zijn nog nooit aangetoond en kunnen slechts met een gericht onderzoek naar verschillende operationele geluidsniveaus aangetoond worden.

Andere mogelijke indirecte effecten van windturbines op zee op vogels kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in stromingen en uitgestoten trillingen door turbines onderwater die de verspreiding van vis kunnen beïnvloeden. Echter dit is speculatief en kwantitatief onderzoek hiernaar ontbreekt.

3.1.3 Verwijderingsfase

Aanvaringen

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

Barrièrewerking

Over barrièrewerking tijdens de verwijderingsfase is momenteel niks bekend en er zijn ook geen kwantitatieve gegevens beschikbaar. De verwachting is echter dat eventuele verstoring van vliegpaden als gevolg van barrièrewerking in de loop van de tijd afneemt door het afnemende aantal te verwijderen turbines.

Habitatverlies door verstoring

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



vergelijkbare orde zijn zoals beschreven onder 'constructiefase'. Wel is het zo dat er bij de verwijdering niet geheid zal worden waardoor de piek-geluidsbelasting veel minder zal zijn.

Indirecte effecten

Tijdens de verwijderingsfase zelf zijn geen aparte indirecte effecten op vogels te verwachten. Doordat waarschijnlijk de harde substraten onderwater blijven bestaan zullen dezelfde effecten te verwachten zijn als tijdens de exploitatiefase. Echter wereldwijd is nog nooit een windturbine op zee verwijderd, en is dus ook geen praktijkervaring met de uitvoer en effecten van deze ingreep. Het opheffen van het visserijverbod zal het positief effect van de harde substraten op het visbestand (en dus op vogels) beperken.

3.1.4 Korte samenvatting voor vogels

Een samenvatting van de belangrijkste effecten wordt gegeven in tabel 3.1. Doordat elke windparklocatie anders is in de aanwezigheid en het gebruik van het gebied door vogels, zijn de onderstaande resultaten niet rechtstreeks te vertalen naar de situatie in windenergiegebied IJmuiden Ver. Echter de uitkomsten vormen de best beschikbare indicatie van de mogelijke effecten van een windpark op de verschillende soort(groep)en. Dit geldt met name voor de resultaten verkregen in de parken net over de grens in België gezien hun nabije ligging en vergelijkbare avifauna.

Tabel 3.1 Samenvattende tabel van de belangrijkste resultaten van enkele grote onderzoeksprogramma's naar de effecten van windturbines op zee op vogels.

land	soort(en)	resultaten
ZWE	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van eiders en een enkele waargenomen aanvaring. Geen verstoring van ijseenden.
DEN	zeevogels, met name zee-eenden	Uitwijkgedrag van zee-eenden en meeuwen. Habitatverlies van duikers, zee-eenden, alkachtigen en sterns. Aantrekking van sterns aan de randen van parken. Gewenning van zee-eenden na enkele gebruiksjaren.
NLD	zeevogels en landvogels	Uitwijkgedrag door jan-van-gent, duikers, sterns, alkachtigen en zwarte zee-eend, ganzen, zwanen en eenden. Geen uitwijkgedrag door aalscholver, meeuwen, zangvogels en steltlopers. Habitatverlies van duikers, fuut, jan-van-gent, zwarte zee-eend, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, dwergmeeuw, stormmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, visdief/noordse stern, alkachtigen.
BEL	zeevogels	Habitatverlies van jan-van-gent, zeekoet, alk. Aantrekking van zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, sterns, dwergmeeuw en drieteenmeeuw.
VK	zeevogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, aalscholers, zwarte zee-eend, noordse stormvogel, zilvermeeuw, grote stern en alkachtigen. Aantrekking van aalscholver, grote meeuwen, duikers. Uitwijkgedrag bij kleine rietgans. Gedetailleerde verzameling van gegevens over foerageerranges in relatie tot offshore windparken. Gevoeligheidsanalyse van verschillende soorten.
DUI	zeevogels en landvogels	Habitatverlies van duikers, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw en zeekoet. Uitwijkgedrag door dwergmeeuw, maar niet bij andere soorten meeuwen. Vliegbevingen vastgesteld van zangvogels op rotorhoogte.



3.2 Vleermuizen

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

- Effecten van aanvaringen tijdens de exploitatie.
- Effecten vanwege verlichting.
- Effecten van barrièrewerking tijdens de exploitatie.
- Effect van habitatverlies vanwege verstoring door geluid / effect van habitatverlies vanwege vermijding door aanwezigheid van turbines en aanwezigheid van boten etc.

In de praktijk blijkt alleen het effect van aanvaringen van belang. De vier typen effecten worden hieronder kort toegelicht.

Aanvaringen

Vleermuizen zijn hoofdzakelijk 's nachts in zeer uiteenlopende habitats in Nederland te vinden (Limpens *et al.* 1997, Dietz *et al.* 2011). Het voornaamste negatieve effect van windturbines op vleermuizen is additionele sterfte, veroorzaakt door aanvaringen met windturbines. In tegenstelling tot vogels wordt bij vleermuizen vaak over aantrekking door windturbines gesproken in plaats van vermijding (Cryan & Barclay 2009, Cryan *et al.* 2014). De reden voor deze aantrekking is nog niet met zekerheid vastgesteld, maar de meest waarschijnlijke verklaring is dat vleermuizen op insecten foerageren die tijdens de trekperiode in de late zomer-vroege herfst rond windturbines in verhoogde dichtheden voorkomen (Rydell *et al.* 2010b). Een andere verklaring voor de aantrekking is dat vleermuizen platforms en windturbines op zee gebruiken als tijdelijke verblijfplaats in de migratieperiode. Kennis over voorkomen en gedrag van vleermuizen op zee en de daarvan afgeleide kennis over effecten van offshore windparken op vleermuizen is zeer beperkt. Op de Noordzee worden zowel op locaties dichtbij de kust (PAWP, OWEZ, LUD) als op locaties verder op zee (IJmuiden meetmast, K13, P6, P9, P11) ruige dwergvleermuizen in beperkte mate opgenomen door akoestische monitoring systemen. De hoogste aantallen opnames vinden plaats gedurende de najaarsmigratie tussen half augustus en november, in het voorjaar is het aantal opnames een stuk lager (Lagerveld *et al.* 2018).

De zee is een ongastvrij habitat voor vleermuizen door de afwezigheid van verblijfplaatsen en in het algemeen schaarse voorkomen van insecten als voedsel. Omdat insecten tijdens hun trek in met name warme zomer- en vroege najaarsnachten met oostenwind massaal boven de Noordzee van de Nederlandse kustzone terechtkomen (Krijgsveld *et al.* 2011), zou tijdens rustige windomstandigheden zo'n accumulatie aan insecten boven zee een goede foerageergelegenheid kunnen bieden aan lokale vleermuizen, zoals rosse vleermuis, watervleermuis en meervleermuis (Ahlén *et al.* 2007). De maximale foerageerafstand vanaf de kust van deze soorten ligt echter onder de 10 km, zodat het gezien de afstand tussen het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de kust is uitgesloten dat lokale vleermuizen foerageervluchten maken door dit gebied. Om deze reden ontbreekt op zee ook de gewone dwergvleermuis vrijwel geheel, terwijl deze soort in windparken op land veelvuldig als slachtoffer gevonden wordt. Aanvaringssslachtoffers van lokale vleermuizen worden daarom verder **niet** behandeld in dit achtergrondrapport.



Het effect van aanvaringen wordt voor seizoenstreckende vleermuizen nader behandeld voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering).

Effecten vanwege verlichting

Van verlichting van locaties zijn negatieve effecten aangetoond bij vleermuizen op land, vooral bij lichtschuwe soorten zoals die van het geslacht *Myotis*. Dit effect wordt daarom voor de drie fases (constructie, exploitatie en verwijdering) behandeld.

Overige effecten (barrièrewerking, habitatverlies)

Vanwege het aantrekkings-effect van windturbines (Cryan & Barclay 2009, Cryan *et al.* 2014) speelt bij vleermuizen barrièrewerking geen rol. Omdat locaties op zee geen onderdeel vormen van het essentieel leefgebied van vleermuizen (essentieel hier bedoeld in die zin dat het noodzakelijk is voor de instandhouding van verblijfplaatsen), is een effect door habitatverlies niet aan de orde. Beide aspecten worden daarom niet in detail behandeld.

3.2.1 Constructiefase

In theorie zou verlichting op constructieschepen insecten aan kunnen trekken en vervolgens ook vleermuizen, maar deze mogelijkheid is nog niet onderzocht. Dit zal echter niet tot sterfte leiden, omdat aanvaringen van vleermuizen slechts met bewegende objecten (zoals rotorbladen) optreden en niet met stationaire objecten, zoals constructieschepen of torens. Integendeel, foerageren op een verhoogde concentratie van insecten tijdens de trek en de mogelijkheid om te rusten, kan de conditie en dus de overlevingskansen van vleermuizen verhogen. Dit effect van windparkontwikkelingen kan daarom als mogelijk positief effect beschouwd worden.

3.2.2 Exploitatiefase

Aanvaringen

Het voornaamste negatieve effect van windparken op vleermuizen is een verhoogde mortaliteit tijdens de exploitatiefase. Dit wordt veroorzaakt door aanvaringen met windturbines (Baerwald *et al.* 2008, Rydell *et al.* 2010a).

Omdat zelfs trekkende vleermuizen op gondelhoogte op insecten lijken te foerageren die tijdens de trekperiode rond windturbines in verhoogde concentraties voorkomen (Brabant *et al.* 2019), kan het aanvaringsrisico van vleermuizen in bepaalde situaties hoog zijn. Vleermuisactiviteit op rotorhoogte is het hoogst tijdens rustige (windsnelheid <6 m/s), warme en droge nachten in augustus en september. De meeste slachtoffers vallen (boven land) dan ook in de trekperiode in de late zomer – vroege herfst. Mortaliteit lijkt niet beïnvloed te worden door leeftijd of geslacht. Een uitzondering hierop is de rosse vleermuis, waar juveniele dieren oververtegenwoordigd zijn onder de slachtoffers (Seiche 2008, Lehnert *et al.* 2014).

De twee vleermuissoorten die in offshore windparken verwacht kunnen worden (ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis), worden regelmatig als slachtoffers bij onshore



windparken gevonden (Dürr 2013). Beide soorten worden daarom beschouwd als risicosoorten met betrekking tot windparkontwikkelingen. Sinds 2014 wordt de vleermuisactiviteit op de Noordzee gemeten vanuit platforms, windturbines en meetmasten. De ruige dwergvleermuis is verreweg de meest talrijke soort die zowel dichtbij de kust als op verder uit de kust gelegen locaties wordt waargenomen. De activiteit is op zulke locaties op de Noordzee (tientallen opnames) vergeleken met locaties op land (>1000 opnames) zeer laag. Door de afwijkende vorm van windturbines op zee (geringe tiplaagte) en de meetlocatie op zee (op bordes in plaats van vanuit nacelle) is een directe vergelijking met windparken op land (met gedocumenteerde sterftcijfers) moeilijk en gemeten gegevens over aanvaringen op zee zijn nog niet voorhanden (Rijkswaterstaat 2015). Op basis van sterfte bij windturbines gemeten op land en expert judgment, publiceerde Rijkswaterstaat (2015) schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers voor de zuidelijke Noordzee.

Effecten van luchtvaartverlichting

Uit onderzoek op grondhoogte blijkt dat rood licht migrerende vleermuizen kan aantrekken (Voigt et al 2018). Luchtvaartverlichting van windturbines op land heeft echter bij de meeste soorten geen effect op het aantal slachtoffers. Bij één soort werd zelfs een lager aantal slachtoffers vastgesteld door het toepassen van luchtvaartverlichting (Bennett & Hale 2014).

3.2.3 Verwijderingsfase

Offshore windturbines vormen mogelijk een foerageerhabitat en een noodgedwongen tijdelijke rustplaats voor vleermuizen maar geen reguliere verblijfplaats. Bovendien treedt, vergelijkbaar met de constructiefase, naar verwachting ook tijdens de verwijderingsfase geen sterfte op. Zonder windturbines is er geen risico op aanvaringen. Foerageren op een verhoogde concentratie van insecten aangetrokken door de scheepsverlichting kan mogelijk ook hier als een positief effect beschouwd worden. Na afloop van de verwijderingsfase komen deze mogelijke positieve effecten te vervallen.



4 Effecten op onderwaterleven: vissen en benthos

In dit hoofdstuk worden de effecten van een windpark op zee voor vissen en benthos beschreven. Deze ondervinden vergelijkbare effecten. Windparken op zee hebben ook effecten op zeezoogdieren, maar deze diergroep wordt besproken in een separaat document (en dus niet in voorliggende rapportage).

De constructie van een windpark op zee kan op verschillende wijze invloed hebben op de lokale vis- en benthosgemeenschappen. Effecten kunnen ingedeeld worden in de volgende vijf categorieën:

- Effecten van bodemberoering tijdens de constructie, leidend tot vertroebeling en habitatdestructie.
- Effecten van geluid en/of trillingen tijdens de constructie en de exploitatie.
- Effect van magnetische straling tijdens de exploitatie.
- Effect van verbod op sleepnetvisserij in windparken tijdens exploitatie.
- Effect van de aanwezigheid van harde structuren tijdens exploitatie.

De effecten worden hieronder kort toegelicht.

Constructiefase

Bodemberoering – een negatief effect dat kan optreden met name tijdens de constructiefase. Er vindt habitatdestructie plaats tijdens het heien van de monopiles en het storten van de erosiebescherming, evenals het trenchen van kabels tussen de windturbines. Dit leidt ook tot vertroebeling, die effecten op vissen en benthos kan veroorzaken. Tijdelijke vertroebeling van het zeewater treedt echter ook op natuurlijke wijze op, bijvoorbeeld tijdens stormen.

Geluid en trillingen – met name in de constructiefase zijn effecten van heiwerkzaamheden te verwachten. Deze werkzaamheden gaan gepaard met het produceren van krachtige onderwatergeluidspulsen en mogelijke trillingen van de zeebodem. Deze geluids- en trillingspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor vissen en benthos. Met name bij vis is hier onderzoek naar verricht.

Exploitatiefase

Magnetische straling – onderdeel van elektromagnetische velden die door de bekabeling wordt gegenereerd. De elektromagnetische uitstraling kan doordringen tot het omliggende milieu van de kabels en effecten hebben op vissen en benthos in en in de omgeving van het plangebied.

Verbod van bodemberoerende visserij – na realisatie van een offshore windpark mag voorsnog geen sleepnetvisserij meer worden uitgevoerd in het gebied. In tegenstelling tot de vorige drie effecten kan dit in potentie bescherming bieden voor soorten die een bodemgebonden levenswijze vertonen en gevoelig zijn voor verstoring van de bodem.



Aanwezigheid van harde structuren – de windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Vergelijkbaar met het vorige effect kan de aanwezigheid van deze harde structuren in potentie ook positief uitpakken, zoals aangetoond voor scheepswrakken waar vis en benthos door worden aangetrokken.

4.1 Vissen

4.1.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Vissen hebben geen extern gehoororgaan. Geluid, in de vorm van drukverschillen onder water, kan door vissen op twee verschillende manieren worden waargenomen (Thomsen *et al.* 2006):

- via het binnenoer (met de zogenaamde gehoorsteentjes), dat in essentie op beweging reageert. Een vis neemt geluiden waar via het lichaam, dat beweegt door kleine veranderingen in de geluidsdruk en/of via drukveranderingen in de zwemblaas die al dan niet via speciale structuren worden doorgegeven aan het gehoororgaan.
- via het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laagfrequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. Ten opzichte van het horen via het binnenoer is, is deze vorm van 'horen' echter ondergeschikt voor het type geluid dat het windpark voortbrengt.

De mate van het effect hangt van de levensfase (larve versus volgroeid dier) en soort (soorten met of zonder zwemblaas). Bij de meeste bodemvissen, waaronder bot (*Platichthys flesus*), schar (*Limanda limanda*), schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*) **ontbreekt de zwemblaas**. Bij soorten met een zwemblaas wordt onderscheid gemaakt in soorten met een open en een gesloten zwemblaas. Bij soorten met een **open zwemblaas** is er via de darm een open verbinding tussen de zwemblaas en de omgeving, waardoor het dier via 'boeren' kan compenseren voor eventuele overdruk in de zwemblaas. Veel van de in de Noordzee voorkomende pelagische soorten behoren tot de eerste groep: haringachtigen, zoals fint (*Alosa fallax*), haring (*Clupea harengus*) en sprot (*Sprattus sprattus*), maar ook soorten als zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) en zalm (*Salmo salar*). Ook de grondels (*Gobidae*), waarvan de meeste soorten een demersale levenswijze hebben, behoren tot deze groep. Soorten die over een **gesloten zwemblaas** beschikken, zoals kabeljauw (*Gadus morhua*) en wijting (*Merlangius merlangius*) kunnen beter horen, maar de keerzijde is dat ze, doordat de zwemblaas met lucht is gevuld die niet makkelijk weg kan, ook gevoeliger zijn voor eventuele schadelijke gevolgen van onderwatergeluid. Voor een overzicht van vissoorten en hun zwemblaas wordt verwezen naar Appendix C in Ainslie (2010).

Net als bij andere horende organismen is de gevoeligheid van het gehoor van vissen niet over het gehele audiofrequentiebereik gelijk. Vissen horen het best bij relatief lage frequenties tussen ca. 50 en 1.000 Hz. Ter vergelijking: voor de gewone zeehond ligt het gehoorbereik tussen frequenties van ca. 1.000 en 30.000 Hz. In zijn algemeenheid zijn



vissen minder gevoelig voor geluid dan zeehonden, ook in het deel van het geluid(sdruk)spectrum waar zij het beste horen.

Geluidspulsen kunnen mogelijk negatieve gevolgen hebben voor vissen variërend van tijdelijke of permanente gehoorschade, interne bloedingen, tot orgaanschade en/of ruptuur van de zwemblaas (direct dodelijk) (van Duin *et al.* 2011, Andersson *et al.* 2017, Casper *et al.* 2017). Ook kan het indirect voor negatieve gevolgen zorgen door een tijdelijk verhoogd energieverbruik (vluchtgedrag), verminderde voedselopname en verminderde voortplanting (Soudijn *et al.* 2020).

In het laatste decennium is uit onderzoek in de Verenigde Staten, Nederland en België veel meer bekend geworden over mogelijke effecten van impuls geluid op vissen in verschillende ontwikkelingsstadia. De resultaten van die onderzoeken worden hierna kort samengevat, waarna een uitspraak wordt gedaan over het mogelijke risico dat bij de constructie van het windpark substantiële effecten op de visgemeenschap van de Noordzee optreden. Wat vervolgens ook door kan werken op de beschikbaarheid van voedsel voor vogels en zeezoogdieren.

Effecten op vislarven

In verschillende onderzoeken is gekeken naar het effect van heiwerkzaamheden op vislarven. Dit is relevant omdat recent is ondervonden dat er bijvoorbeeld aanzienlijke overlap is in (geplande) windparklocaties en de voortplantingsgebieden van platvissen (Barbut *et al.* 2020).

Bij laboratoriumproeven zijn larven, van drie verschillende ontwikkelingsstadia van tong, blootgesteld aan verschillende niveaus en duur van heigeluid. Voor alle ontwikkelingsstadia werden geen significant negatieve effecten aangetoond, ten opzichte van een controle situatie zonder geluid (Bolle *et al.* 2012, 2016). Dit was zelfs het geval bij blootstelling aan cumulatieve geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 206$ dB re 1 μPa^2s , wat overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heillocatie.

In een ander onderzoek van Debusschere *et al.* (2014) werden larven van de zeebaars blootgesteld aan echte geluidspulsen bij heiwerkzaamheden van windturbines op zee. Ook hier werden geen significant negatieve effecten op overleving van vislarven aangetoond, ten opzichte van een controlegroep. De proeven werden uitgevoerd op 45 m afstand van de heillocatie waarbij cumulatieve geluidsniveaus werden bereikt van $SEL_{CUM} = 222$ dB re 1 μPa^2s . Popper *et al.* (2014) komen in hun recent gepubliceerde richtlijnen voor blootstelling van vissen tot een vergelijkbare conclusie.

Deze twee onderzoeken behandelen derhalve zowel vislarven van een vissoort met een bodemgebonden leefwijze zonder zwemblaas (tong), als vislarven van een vissoort met een pelagische leefwijze met een open zwemblaas (zeebaars). De resultaten geven daarmee een beeld van vislarven van vissoorten met twee uiteenlopende leefwijzen en fysiologie. De gezamenlijke resultaten kunnen daardoor als representatief worden beschouwd voor een groot deel van de vislarven gemeenschap in het plangebied, met uitzondering van vislarven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Vooralsnog is er



geen onderzoek gepubliceerd naar het resultaat van heigeluid op larven van vissoorten met een gesloten zwemblaas. Wel liet een laboratoriumstudie naar de impact van scheepvaartgeluid op larven van de kabeljauw al zien dat dit geluid effect kan hebben op hun lichaamsconditie en de kans ten prooi te vallen aan roofdieren (Nedelec *et al.* 2015).

Effecten op juveniele en oudere vissen

Naast vislarven is ook onderzoek gedaan naar het effect van heigeluiden op juveniele en adulte vissen. Soorten met een zwemblaas blijken daarbij het gevoeligst (Halvorsen *et al.* 2012a). Waarbij soorten met een open of gesloten zwemblaas verwondingen overhielden na blootstelling aan heigeluid, terwijl vissoorten zonder zwemblaas geen effect ondervonden. Fysieke schade aan de zwemblaas werd vastgesteld bij geluidsniveaus van $SEL_{CUM} = 204$ tot 210 dB re 1 μPa^2s .

Casper *et al.* (2013) lieten daarnaast zien dat binnen dezelfde soort (een baars-achtige) de verwondingen ten gevolge van geluidspulsen vooral in grotere exemplaren ontstaan en minder in kleine exemplaren. In deze studie kwam echter ook naar voren dat het grootste deel van de dieren binnen 10 dagen herstelde van de opgelopen verwondingen. Ook blijkt dat enkele harde geluiden (hoge SEL_{SS} waarde) schadelijker zijn dan meerdere zachte geluiden (lagere SEL_{SS} maar gelijke SEL_{CUM}) (Casper *et al.* 2017).

Bolle *et al.* (2014) voerden in Nederland experimenteel onderzoek uit naar het effect van geluidspulsen (vergelijkbaar niveau als bij heiwerkzaamheden) op juveniele zeebaars. Vissen in een laboratorium werden hierbij blootgesteld aan geluidspulsen, waarna gezocht is naar verwondingen en mogelijk herstel in relatie tot verschillende geluidsniveaus. Vissen die blootgesteld werden aan heigeluid vertoonden inderdaad verwondingen, maar deze bleken in het laboratorium niet tot mortaliteit te leiden op de korte termijn: na 13 dagen was al enig herstel van de verwondingen te zien.

Blootstelling aan impuls geluid leidt ook tot gedragsveranderingen bij vissen. Onder experimentele omstandigheden reageerden zeebaarzen op nagespeeld geluid met een schrikreactie (*startle response*) en leken minder alert op predatoren te reageren (Spiga *et al.* 2017). De 50% initiële reactiedrempel van zeebaars voor o.a. veranderingen in zwemrichting en -snelheid lag op een SEL_{SS} van 131 dB re 1 μPa^2s voor vis van 31 cm en 141 dB re 1 μPa^2s voor vis van 44 cm (Kastelein *et al.* 2017). In een experiment op 45 m van een heilocatie resulteerden geluidspulsen ($SEL_{CUM} = 222$ dB re 1 μPa^2s) in acute stress in jonge zeebaars. Hoewel de dieren na afloop van de blootstelling onder laboratoriumcondities normaal opgroeiden, is niet uit te sluiten dat herhaaldelijke blootstelling aan dergelijke zeer luide geluidspulsen tot verminderde fitness van jonge zeebaars leidt (Debusschere *et al.* 2016). Er zijn in Nederland geen experimenten uitgevoerd met volwassen zeebaars of vissoorten met een gesloten zwemblaas, waar mogelijke effecten groter zouden kunnen zijn. In deze studies waren de effecten omkeerbaar en van kortdurende aard.

Onderzoek naar de impact van geluid op vissen in hun natuurlijke habitat is in beperktere maat aanwezig. Recent heeft Knaap *et al.* (2022) kabeljauwen getagd in een gebied waar een windpark werd aangelegd, en zij toonden aan dat de kabeljauw het gebied niet verliet.



Wel werden subtiele gedragsveranderingen waargenomen, zo verplaatsten de kabeljauwen zich tijdens het heien meer richting de erosiebescherming van de dichtstbijzijnde turbine en verplaatsten zich weg van de bron van het geluid. Lafrate *et al.* (2016) toonde aan dat de reactie van vis op heiwerkzaamheden per soort kan verschillen, waarbij in hun geval getagde grijze zeebaarzen (*Lutjanus griseus*) het gebied leken te verlaten tijdens heiwerkzaamheden terwijl dit gedrag bij de getagde schaapkopsbrasems (*Archosargus probatocephalus*) niet werd waargenomen.

De (tijdelijke) aanwezigheid van antropogeen geluid kan ook leiden tot maskering van biologisch relevante geluiden, zoals geluiden voor communicatie met soortgenoten, geluiden waardoor predatoren of prooien gedetecteerd worden en geluiden ter oriëntatie (zie tabel 4.1). Dit kan tijdelijk leiden tot gedragsveranderingen en/of verminderde fitness (Popper & Hawkins 2019).

In Popper *et al.* (2014), Andersson *et al.* (2017) en Popper & Hawkins (2019) zijn recente resultaten van onderzoek naar de effecten van onderwatergeluid bij elkaar gebracht en gebruikt voor het afleiden van drempelwaarden voor het optreden van uiteenlopende effecten. Deze drempelwaarden zijn in onderstaande tabel 4.1 opgenomen. De tabel laat zien dat eventuele door heigeluid toegebrachte schade zal herstellen bij geluidsniveaus tot SEL_{CUM} van 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Dit is een zeer hoog blootstellingsniveau, dat alleen door vissen die tijdens het heien op relatief korte afstand van de heilocatie verblijven (en niet wegzwemmen) zal worden ondervonden. Zoals hierboven beschreven kwam een SEL_{CUM} van 206 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ overeenkomt met 100 pulsen op een afstand van 100 m van een 'typische' Noordzee heilocatie. De werkelijke afstanden bij een SEL_{CUM} van 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ en daarmee het oppervlak waarbinnen een effect kan optreden zullen op de meeste paalposities kleiner zijn. Aangezien de perceptie van geluidsdruk beperkt is tot vissen met een zwemblaas, terwijl de detectie van geluidsbeweging/trillingen (*particle motion*) algemeen is voor alle vissen (Nedelec *et al.* 2016), benadrukken Popper & Hawkins (2018, 2019) dat er tevens drempelwaarden ontwikkeld moeten worden voor de effecten van geluidsbeweging.

De conclusie is dat vissen, als zij al een invloed van (ongemitigeerd) heigeluid ondervinden, dit uitsluitend in een klein gebied rondom de heilocatie zal zijn (max. 28 km²). De tijdelijkheid van de geluidsverstoring mede in aanmerking genomen, is het niet aannemelijk dat het deel van de visgemeenschap van de Noordzee zoals hierboven beschreven negatief wordt beïnvloed. Echter, aanvullend onderzoek is nodig om meer inzicht te verkrijgen in de effecten van geluidsverstoring op vissoorten in de Noordzee met een gesloten zwemblaas en op volwassen exemplaren. Bovenstaande onderzoeken keken voornamelijk naar vissen met een open zwemblaas en niet specifiek naar veelvoorkomende soorten in de Noordzee zoals kabeljauw en wijting.



Tabel 4.1 Drempelwaarden voor het optreden van effecten bij vissen, na cumulatieve blootstelling aan impulsgeluid (dB re 1 μ Pa2s SELCUM). Het relatieve risico (hoog, matig, laag) wordt gegeven voor drie afstanden van de bron die in relatieve termen worden gedefinieerd: D, dichtbij, G, gemiddeld; V, ver (uit Popper & Hawkins 2019).

visgroep	sterfte en onherstelbare schade	schade			
		herstelbare schade	TTS*	maskeren	gedrag
Geen zwemblaas	>219	> 216	>> 186	D: matig G: laag V: laag	D: hoog G: matig V: laag
Open zwemblaas	210	203	> 186	D: matig G: laag V: laag	D: hoog G: matig V: laag
Gesloten zwemblaas	207	203	186	D: hoog G: hoog V: laag	D: hoog G: hoog V: laag
Eitjes en larven	>210	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag	D: matig G: laag V: laag

* Temporary Threshold Shift = Tijdelijke verhoging van de gehoordrempel; er zijn geen TTS-studies voor heigeluid. De hier opgenomen waarden zijn afkomstig van onderzoek naar effecten van airguns die worden gebruikt bij seismisch onderzoek (Popper *et al.* 2005).

Effecten van bodemberoering

Vissen kunnen tijdelijk een gebied mijden waar bodemberoerende activiteiten plaatsvinden die leiden tot habitatdestructie. Deze activiteiten kunnen ook tot vertroebeling leiden maar deze effecten zijn tijdelijk en lokaal. Er zijn geen experimentele studies bekend waar de mogelijke effecten van vertroebeling op vissen ten gevolge van de constructie van windturbines op zee gericht zijn onderzocht.

Vertroebeling kan leiden tot een licht verminderd foerageersucces van piscivore vissen welke (deels) jagen op zicht, zoals kabeljauw en zeebaars (De Robertis *et al.* 2003). Hoewel dit voor piscivore vissen nadelig is, worden zooplanktivore vissen blootgesteld aan een lager predatierisico terwijl tegelijkertijd de foerageerkansen van zooplanktivore vissen nauwelijks verminderen bij lichte vertroebeling (De Robertis *et al.* 2003). Ook Meager *et al.* (2005) vonden geen grote verschillen in foerageerstrategie en -succes van kabeljauw op aasgarnalen onder verhoogde turbiditeit. Veel vissoorten jagen immers ook op trilling en zijn gewend aan de hoge turbiditeit in het gebied.

Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze die zich verschuilen in of op de bodem of onder structuren, zoals zeedonderpad, diverse soorten grondels, pitvis, harnasmantetje, puitaal en botervis, zijn sterk aan een locatie gebonden. Deze vissoorten vertonen geen uitgesproken vluchtgedrag. Bodemberoerende activiteiten waarbij de bestaande bodem sterk wordt beïnvloed, zoals het plaatsen van een monopile van een windturbine of het aanbrengen van erosiebescherming (steenbestortingen), of trekken van kabels, kunnen schuilplaatsen (inclusief levende exemplaren) vernietigen. Het bodemoppervlak dat op



deze wijze rechtsreeks beïnvloed wordt, is relatief beperkt ten opzichte van het totale beschikbare bodemoppervlak in het plangebied. Op populatieniveau zijn de gevolgen daarom minimaal, maar levende individuen van de betreffende soorten kunnen uiteraard wel negatief beïnvloed worden.

4.1.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid

Uit onderwatergeluidsmetingen binnen het in bedrijf zijnde Prinses Amalia Windpark blijkt dat operationele geluidsniveaus gemeten worden van SPL = 107 tot 110 dB re $1\mu\text{Pa}^2$ op 100 m afstand en SPL = 105 tot 107 dB re $1\mu\text{Pa}^2$ op 3.800 m afstand (Jansen & de Jong, 2014). De toename van het onderwatergeluid wordt daarbij vooral bepaald door de golfbewegingen van het water en de aanwezigheid van scheepvaart voor onderhoudswerkzaamheden. Over het algemeen is de toename van het onderwatergeluid door in bedrijf zijnde windturbines laag. Volgens het onderzoek blijkt het geluidsniveau op grotere afstand van het park (3.800 m) zelfs niet boven de achtergrondruis uit te komen en is te laag om in bestaande geluidsmodellen te gebruiken.

Volgens onderzoeken herstelt de visgemeenschap relatief snel na het aanleggen van een offshore windpark. Zo was de aanwezigheid van demersale en pelagische vissen binnen OWEZ en in omliggende referentiegebieden niet significant anders tussen de situatie van enkele jaren voor de constructie van (2003/2004), 1 jaar na constructie (2007) en 5 jaar na constructie (2011) (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentiegebieden (van Hal 2014). Hierbij kwamen rondom de windturbines vooral in de zomer grote hoeveelheden vis voor, voornamelijk horsmakreel. Daarnaast werden er op de stenen van de erosiebescherming nabij de windturbines meer kabeljauw, steenbolk, (groene) zeedonderpaden en pitvissen aangetroffen. Voor deze soorten is verstoring ten gevolge van geluid geproduceerd door de windturbine niet aan de orde en lijken de windturbines juist een aantrekkend effect te hebben (Leonhard & Pedersen 2006). Van tong, schar, schol en wijting werden bij de windturbines minder hoge aantallen aangetroffen dan elders in het gebied.

Effecten door geluid op vissen gedurende de exploitatiefase zijn niet erg waarschijnlijk, al zijn deze voor de toekomst niet uit te sluiten omdat de geluidsniveaus van operationele windturbines toeneemt met toenemende turbine grootte (*nominal power*). Wel zal de overstap van een geschakelde versnellingsbak in een windturbine naar een automatische versnellingsbak de geluidsniveaus aanzienlijk doen verminderen (direct drive technology) (Stöber & Thomsen 2021). De effecten van deze continue geluiden buiten het park hebben vooralsnog geen significant negatief effect op vispopulaties in de omringende omgeving en worden daarom niet verder behandeld in voorliggende effectbeoordeling.

Effect van straling

Vissen kunnen elektrische en magnetische (EMF) velden waarnemen en oriënteren zich hier deels op. Van de vissen in de Noordzee zijn haaien en roggen (kraakbeenvissen) het meest gevoelig voor elektrische en magnetische velden. Roggen en sommige soorten



haaien, zoals de hondshaai, leven op de bodem. Voor bodemvissen is aangetoond dat deze een prooi met een elektrisch veld van 10-8 V/m kunnen waarnemen. Haaien worden zelfs aangetrokken door elektrische velden (CMACS, 2003). Een recente literatuurstudie van Snoek *et al.* (2016) naar effecten van elektromagnetische velden in de Noordzee heeft uitgewezen dat:

- Kabels van windturbines creëren magnetische velden (MF) en geïnduceerde elektrisch velden (iEF) (door bewegingen van organisme door een EMF). Het elektrische veld (EF) wordt door de kabelbescherming tegengehouden en is dus niet waarneembaar voor Noordzeesoorten.
- Het elektromagnetische veld van een kabel strekt zich enkele meters uit, door het begraven van de kabel is het uiteindelijke waarneembare veld dus enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel.
- Effecten van EMF en iEF, geïnduceerd door windturbines, op Noordzeefauna zijn voornamelijk onduidelijk. Studies naar de effecten van EMFs en iEFs werken namelijk vaak met afwijkende veldsterktes dan te verwachten zijn bij windturbinekabels.
- Het EMF van een windturbinekabel valt wel binnen het waarneembare gebied van onder andere bodemvissen en haaien. Haaien kunnen de kabels op een afstand van enkele tientallen meters waarnemen.

Het is duidelijk dat veel soorten magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren. Zo is bij soorten o.a. een aantrekkende werking van de kabels waargenomen (bv. hondshaai), een afname of juist toename van hun bewegingssnelheid rond kabels (bv. stekelrog) en een verandering in gedrag in de nabijheid van de kabels (bv. paling, steur en zalmen) (Gill & Desender 2020, Copping *et al.* 2021). Echter, op basis van de wetenschappelijke literatuur lijkt er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs te zijn om een significant schadelijk biologisch effect van EMFs op mariene organismen te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Leonard & Pedersen 2006, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Fey *et al.* 2019).

Tijdens experimentele studies naar het effect van EMF op vissen in laboratoria zijn wel schadelijke biologische effecten aangetoond zoals aangetaste viseieren (dooierzak afwijkingen), celafwijkingen en afname van enzymactiviteit, maar hierbij werden veel hogere EMF-velden gecreëerd dan wat aanwezig is rond windparkkabels (Copping *et al.* 2021).

Elektromagnetische straling afkomstig van bekabeling zou ook een hindernis kunnen vormen voor migrerende soorten zoals aal, maar hier is voornamelijk geen bewijs voor gevonden (Ohman *et al.* 2007, Westerberg *et al.* 2007, Westerberg & Lagenfelt 2008). Veldstudies in de VS hebben aangetoond dat bijvoorbeeld de kleine rog (*Leucoraja erinacea*) en de trekkende soorten Chinookzalm (*Oncorhynchus tshawytscha*) en groene steur (*Acipenser medirostris*) de kabels van windparken niet vermijden en er gewoon overheen zwemmen (Gill & Desender, 2020; Copping *et al.* 2021). Als vissen of invertebraten toch een verandering van het magnetisch veld vermijden of juist hierdoor aangetrokken worden, dan zouden de kabels een mogelijke barrière/verzamelplaats kunnen vormen. Additionele (veld)studies dienen hier meer uitsluitsel over te geven, onder andere door met veldmetingen gemodelleerde waardes van EMF te valideren. Er is vanuit



bovengenoemde onderzoeken op dit moment echter geen aanleiding om te veronderstellen dat straling significant negatieve effecten op vissen heeft.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Vooralsnog is er Nederlandse offshore windparken geen sleepnetvisserij toegestaan. Het effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van visbestanden is onderzocht in het OWEZ-windpark. Na oplevering van het OWEZ-windpark in 2006 zijn alle vormen van visserij uitgesloten. De vismonitoring uit 2011 liet echter geen verschil in totale visbestanden zien tussen transecten binnen het windpark en daarbuiten gelegen controles (van Hal *et al.* 2012). Er was dus in de eerste vijf jaar na oplevering van het windpark geen aantoonbaar positief of negatief effect van het verbod op visserij op de ontwikkeling van de visbestanden in het windpark. In offshore windpark Horns Rev 1 had het windpark, en het daaraan gekoppeld visserijverbod, een positief effect op de aanwezigheid van zandspiering juist op de korte termijn, maar er was geen effect detecteerbaar op de lange termijn (van Deurs *et al.* 2012). Ook op de toppen van zandruggen rondom PAWP bleken grote aantallen zandspiering aanwezig, maar het was onduidelijk of dit een causaal verband betrof (Leewis & Klink 2017). In de Belgische Noordzee werd respectievelijk 6 en 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind eveneens geen effect aangetoond van het visserijverbod op de demersale en bentho-pelagische visgemeenschap (De Backer & Hostens 2018 in Degraer *et al.* 2018).

In PAWP werd na vijf jaar vastgesteld dat de visgemeenschap binnen het offshore windpark vergelijkbaar was met in de buurt gelegen referentiegebieden (van Hal, 2013; 2014). Er is wel een verschil tussen de lengteverdeling van bodemvissen binnen het offshore windpark en daarbuiten: hoewel het totale lengtebereik hetzelfde is, werden er binnen het park meer grote vissen gevangen. Bovendien is er ook meer smelt aangetroffen binnen het windpark. Smelt leeft in zuurstofrijk sediment en bevestigt zijn eieren aan de bodem. Door verschillen in methodieken en seizoenen zijn de data echter ongeschikt om harde conclusies te trekken en er is geen duidelijke indicatie van een effect van het windpark op de totale vangst of op de doelsoorten (van Hal, 2013; 2014). Er wordt desondanks aangegeven dat deze gegevens een aanwijzing kunnen zijn dat sommige soorten een grotere overlevingskans hebben *binnen* een offshore windpark, en dat het derhalve kan dienen als refugium.

Voor kabeljauw lijkt het OWEZ-windpark wel een positief effect te hebben. In de vismonitoring van het OWEZ-windpark bleek dat een groot deel van gezenderde juveniele kabeljauwen zich gedurende lange tijd in het windpark ophield waarmee sprake was een kraamkamerfunctie van het park (Winter *et al.*, 2010, van Hal *et al.*, 2012). Een vergelijkbare kraamkamerfunctie is ook aangetoond voor kabeljauw in een Belgisch windpark op zee (Reubens, 2011). Voor gezenderde tong kon deze kraamkamerfunctie van het OWEZ-windpark niet worden aangetoond (Winter *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012).

Omdat de vismonitoring bij bovengenoemde windparken weinig effecten 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. Voor specifieke soorten zoals de kabeljauw (relevant conform KRM/OSPAR) zijn wel positieve effecten waarneembaar.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen. Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken trekken scholen vis aan, zoals aangetoond tijdens een biodiversiteitsonderzoek naar tien scheepswrakken in de Noordzee (Lengkeek *et al.* 2013). De monopiles van het windpark zullen zeer waarschijnlijk ook een aantrekkende werking hebben op bepaalde soorten vis. Kabeljauw is bijvoorbeeld een soort die wordt aangetrokken door harde structuren (Lindeboom *et al.* 2011), evenals zeebaars (HDR 2020). In OWEZ-windpark is dit ook aangetoond. Op basis van sonarobservaties in de zomer van 2010 bleek dat visdichtheden in een straal van 15-20 meter van de monopiles gemiddeld 37x hoger waren dan in de rest van het windpark (Couperus *et al.* 2010). Hengelvangsten bestonden voornamelijk uit makreel en horsmakreel (lengtes 25-35 cm) en jonge kabeljauw (lengtes 30-55 cm), maar ook haringachtigen zouden rondom de monopiles aanwezig kunnen zijn (Couperus *et al.* 2010, van Hal *et al.* 2012). Staand-wantvangsten in de buurt van het harde substraat bestonden voornamelijk uit kabeljauw, steenbolk, Noordzeekrab en fluwelen zwemkrab, terwijl platvissen en wijting op het zand te vinden waren (van Hal *et al.* 2017). Grote dagelijkse fluctuaties in visdichtheden nabij de monopiles wijzen erop dat deze slechts tijdelijk wordt gebruikt als schuilplaats of foerageergebied (Van Hal *et al.* 2017). En ook al kon het (nog) niet wetenschappelijk aangetoond worden, de kans dat het harde substraat wordt gebruikt voor het afzetten van viseieren is ook aannemelijk (Vandendriessche *et al.* 2016).

Ook in een Belgisch windpark (C-power) waren deze toenames in visdichtheden zichtbaar, waarbij ook grote aantallen steenbolk aangetroffen zijn rondom de monopiles (Reubens 2011, Reubens *et al.* 2014). Specifieke leeftijdsgroepen van kabeljauw en steenbolk worden per seizoen aangetrokken tot de monopiles van het Belgische windpark, waar ze foerageren en ook groeien (Reubens *et al.* 2014). Recent toonde een Belgische studie op basis van onderzoek naar maaginhoud en stabiele isotopen aan dat benthopelagische soorten (steenbolk en juveniele kabeljauw) en benthische vissoorten (zeedonderpad) de kunstmatige structuren van een windpark gebruiken als foerageergebied, gezien hun dieet gebaseerd is op hardsubstraat fauna (Mavraki *et al.* 2021). Een vergelijkbare studie in Amerika liet op deze manier ook zien dat vissen, zoals heek en bot, foerageren op de hardsubstraat-soorten op de turbines (Wilber *et al.* 2022). In Japan werd zelfs waargenomen dat er bij de “marbled flounder” (*Pseudopleuronectes yokohamae*), na de aanleg van een windpark, geen zomermigratie meer plaats vond naar diepere wateren en deze in de buurt van de kunstmatige substraten bleven (Mitamura *et al.* 2021).

Er zijn ook vissoorten in het OWEZ-windpark die niet profiteren van de aanwezigheid van de monopiles van de windturbines. Voor sommige soorten worden in de nabijheid van de monopiles zelfs lagere aantallen aangetroffen dan elders in het park. Dit betreffen vooral platvissen (tong, schar en schol) en wijting (van Hal *et al.* 2012). Voor platvissen is dit vanzelfsprekend, maar voor pelagische soorten is het niet eenduidig vast te stellen of de aanwezigheid van de monopile als harde structuur, of andere factoren zoals geluidsproductie door de windturbines hieraan onderhevig zijn.



4.1.3 Verwijderingsfase

Naar alle waarschijnlijkheid zullen de windturbines een aantrekkende werking hebben op bepaalde vissoorten. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze vis-faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee zal zeer waarschijnlijk de tijdens de exploitatiefase toegenomen lokale abundantie van vissoorten rondom de monopiles teniet worden gedaan (Wright *et al.* 2018). Effecten van geluidspulsen zoals tijdens de constructiefase (door bijvoorbeeld heien) zijn niet aan de orde. De verwijdering van windturbines zal naar verwachting geen directe negatieve effecten hebben op zacht-substraat soorten zoals platvissen, maar wel voor soorten die gebruik maken van het harde substraat dat verwijderd wordt.

4.2 Benthos

Het benthos omvat de bodemfauna van de zee en bestaat uit een diverse gemeenschap van soorten met een mobiele levenswijze (krabben, garnalen, wormen en zeesterren) of vastzittende levenswijze (anemonen en zakpijpen). In de Noordzee wordt doorgaans onderscheid gemaakt tussen benthosgemeenschappen op hard substraat (zowel van nature voorkomende harde substraten als kunstmatige harde substraten) en zacht substraat (bodems bestaande uit bijv. zand, slib, klei of veen). Soorten hebben uiteenlopende groottes en foerageerstrategieën: zo zijn er filterfeeders, roofdieren en aaseters.

4.2.1 Constructiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

Er is slechts in beperkte mate onderzoek uitgevoerd naar de effecten van geluidspulsen en bodemvibraties ten gevolge van heiwerkzaamheden op bodemdieren in de Noordzee, waardoor specifieke effecten lastig te bepalen zijn (Roberts & Elliot 2017). Enkele relevante soorten waar relevante onderzoeken voor zijn gedaan worden hieronder beschreven.

Mosselen (*Mytilus edulis*) vertoonden verhoogde filtratiesnelheden tijdens heiwerkzaamheden, mogelijk om te compenseren voor veroorzaakte stress (Spiga *et al.* 2016). Een experiment liet recent wel zien dat er gewinning optreedt bij mosselen welke voor langere tijd aan een constante geluidsintensiteit worden blootgesteld (Hubert *et al.*, 2021). Roberts *et al.* (2015, 2016) toonden veranderingen aan in het gedrag van de gewone heremietkreeft *Pagurus bernadus* en de gewone mossel in reactie op vibraties van het substraat. Een andere experimentele studie toonde aan dat heigeluiden het gedrag van de strandkrab (*Carcinus maenas*) beïnvloedde, wat zich uitte in verminderde tijd foerageren en meer tijd bewegingloos doorbrengen (Corbett 2019). Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of deze effecten omkeerbaar zijn.

Toch blijkt dat op gemeenschapsniveau bodemdieren geen effect ondervinden van de constructie van een windpark. Bij monitoring van het OWEZ-windpark en PAWP zijn namelijk geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013). Daarnaast zijn er geen significante verschillen aangetoond tussen de benthosgemeenschap binnen en buiten het



park (Leewis & Klink 2017). Op basis hiervan is het niet aannemelijk dat de onderwatergeluidspulsen ten gevolge van heiwerkzaamheden in het plangebied negatieve effecten hebben de aanwezige benthos op gemeenschapsniveau.

Effecten van bodemberoering

De bodemberoering kan leiden tot effecten van vertroebeling en habitatdestructie. Foeragerende schelpdieren kunnen hinder ondervinden van hoge concentraties sediment in het water als gevolg van de constructiewerkzaamheden. De schelpdieren die algemeen voorkomen in het plangebied, zoals Amerikaanse zwaardschede, zijn echter relatief goed bestand tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentratie in het water (Witbaard & Kamermans 2009, Kamermans & Dedert, 2012). Omdat verhogingen van de turbiditeit ten gevolge van bodemberoerende activiteiten slechts tijdelijk zijn en schelpdieren in het gebied relatief robuust zijn tegen tijdelijke verhogingen van de slibconcentraties zijn geen substantiële effecten van de constructie van het windpark op schelpdierbanken in het plangebied te verwachten.

De verstoring van de bovenste bodemlaag (en daarmee ook van de aanwezige benthosgemeenschap) wordt veroorzaakt door de funderingswerkzaamheden en het trenchen van de kabels binnen het park. Ook het aanleggen van de erosiebescherming zal een verstoring van de bodem en daarmee geassocieerd bodemleven tot gevolg hebben. Daarnaast wordt de lokale benthosgemeenschap in het ingreepgebied bij het heien van de fundaties door mechanische druk gedood. Deze directe impact is vooral van belang voor langlevende soorten en soorten welke biogene riffen vormen, zoals *Sabellaria*.

Door het trenchen van de kabels binnen het windpark wordt in de direct beïnvloede gebieden een verstoring van de bodemlaag veroorzaakt. Hierdoor worden benthossoorten mogelijk blootgelegd. Veel benthossoorten zijn in staat zich vrij snel weer in te graven (zoals de noordkromp), maar enkele grote soorten hebben niet dit vermogen. Daarnaast kan door het trenchen van de kabels letsel ontstaan bij organismen waardoor ze niet meer in staat zijn zich in te graven en daardoor de werkzaamheden niet overleven.

Naast blootlegging speelt bij het trenchen van kabels ook begraving van bodemleven een rol. Door het trenchen, kan bodemleven begraven worden onder een dikke laag sediment. Opnieuw zijn er soorten die dit proces overleven en zichzelf weer omhoog kunnen graven en soorten die niet in staat zijn zichzelf terug te graven en daardoor sterven. In zandige bodems is de bodemgemeenschap vaak minder gevoelig voor bedekking en kunnen meerdere centimeters bedekking overleven (Bijkerk 1988; Essink 1999).

Resultaten van een vergelijking van macrofaunaeigenschappen in OWEZ en het PAWP met referentiegebieden leiden tot de conclusie dat er geen kortetermijneffecten zijn van de aanwezigheid van het windpark op de lokale benthische faunasamenstelling in de zanderige gebieden tussen de monopiles (Daan *et al.* 2009, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Zelfs bij de installatie van gravity-based funderingen (GBFs), waarvoor meer voorbereidingen op de zeebodem vereist zijn (zoals baggerwerkzaamheden) in vergelijking tot de installatie van monopilefunderingen, herstelt de lokale benthische faunasamenstelling binnen een jaar (Coates *et al.* 2015).



Effecten van bodemberoering op de bodemgemeenschap hebben dus een lokaal en tijdelijk karakter. Individuen nabij de kabels en de fundering kunnen begraven/blootgelegd en/of beschadigd worden, met mogelijk sterfte tot gevolg. Door het regeneratief vermogen van het bodemleven is dit effect slechts tijdelijk en zal binnen een jaar het verstoorde gebied grotendeels hersteld zijn. Enkel langlevende soorten, zoals de wulk (*Buccinum undatum*), zullen meer moeite hebben om terug te keren. Daarnaast kan niet uitgesloten worden dat biogene riffen van bijvoorbeeld zandkokerwormen (*Sabellaria spinulosa*), die potentieel aanwezig zijn in het plangebied, door bodemberoering beschadigd raken.

4.2.2 Exploitatiefase

Effecten van geluid en/of trillingen

De geluidsniveaus van een operationeel windpark zijn relatief laag vergeleken met de geluidspulsen zoals die geproduceerd worden tijdens heiwerkzaamheden in de constructiefase van het park. Omdat uit de benthosmonitoring van OWEZ-windpark en PAWP geen grote veranderingen zijn waargenomen in de benthosgemeenschap voor en na de constructie van het windpark (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013), wordt ervan uitgegaan dat de effecten van geluid en/of trillingen van een operationeel windpark op benthosgemeenschappen verwaarloosbaar zijn. Het geluidsniveau van de continue trillingen en geluid geproduceerd door HVAC (high voltage alternate current) inter-array kabels (Zabar *et al.* 1992, OSPAR Commission 2008b) zijn ook relatief laag tijdens de exploitatiefase (100 dB re 1uPa at 1 m voor een 136 kV elektriciteitskabel; JASCO Research 2006).

Effecten van straling

Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen van EMFs van windparken te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Taormina *et al.* 2018). Een experimentele studie toonde aan dat de aanwezigheid van een statisch EMF (vergelijkbaar met veldwaarden van 2.8mT en 40mT) naast een aantrekkende werking ook stress gerelateerde fysiologische effecten had op de Noordzeekrab *Cancer pagarus* (Scott *et al.* 2018). Lange termijneffecten op de voortplanting van de Noordzeekrab onder chronische blootstelling aan EMF zijn niet onderzocht. Een andere experimentele studie ondervond dat menselijk geïnduceerde magnetische velden geen significant effect lijken te hebben op het gedrag van juveniele Noordzeekreeften (*Homarus gammarus*) (Taormina *et al.* 2020). In een laboratorium liet de zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) geen aantrekking- of vermijdingsgedrag zien wanneer blootgesteld aan EMF, maar wel nam hun graaactiviteit toe (Jakubowska *et al.* 2019). Een veldstudie in de VS liet zien dat twee krabsoorten geen moeite hadden met het passeren van een stroomkabel. Een andere veldstudie toonde aan dat het gedrag van een Amerikaanse kreeft (*Homarus americanus*) wel verandert in de nabijheid van een stroomkabel, maar dat deze niet als barrière fungeert (Hutchison *et al.* 2018, Gill & Desender 2020).



Op basis van bovengenoemde onderzoeken lijkt EMF vooralsnog geen effect te hebben op benthos, al is dit nog maar zeer beperkt onderzocht en voornamelijk binnen een experimentele opzet.

Effect van verbod op sleepnetvisserij

Na realisatie van een offshore windpark mogen er geen bodemberoerende visserijactiviteiten meer worden uitgevoerd binnen het park. Hierdoor wordt de bodem minder aangetast en krijgt benthos de mogelijkheid zich te ontwikkelen. Ook *Sabellaria*-banken zijn kwetsbaar voor schade aangebracht aan het rif door de bodemvisserij (Gibb *et al.* 2014). Het is een belangrijke oorzaak voor het verdwijnen van de soort en een bottleneck voor het herstel (van Duren 2018). De directe effecten van het uitsluiten van bodemberoerende visserij op benthos zijn verminderde sterfte (soortafhankelijk), verandering in de beschikbaarheid van voedsel en verandering in habitatcondities. Soorten die profiteren van de huidige omstandigheden met regelmatige bodemberoering (zoals wormen) zullen waarschijnlijk afnemen en de productiviteit van de bodemgemeenschap kan veranderen (van Denderen *et al.* 2013). Positieve effecten die kunnen optreden zijn ontwikkelingsmogelijkheden voor kreeften (Roach *et al.* 2018), tweekleppigen, ingravende zee-egels, epifauna, langlevende soorten in de bodem en biogene structuren zoals schelpdierbanken en *Sabellaria*-banken (Jongbloed *et al.* 2013), evenals een toename in biomassa en biodiversiteit (Reiss *et al.* 2009, van Denderen *et al.* 2014, Eigaard *et al.* 2016, Roach *et al.* 2018). Minder bodemberoering kan bovendien leiden tot een stijging in organisch materiaal in de bodem, waardoor er meer schelpdieren gaan groeien zoals de witte dunschaal (de Jong *et al.* 2015).

Er is een beperkt aantal studies naar langjarige effecten van uitsluiten van bodemberoerende visserij in de Noordzee. Alhoewel Vandendriessche *et al.* (2015) een positief effect op de benthische soortgemeenschap levend in de zachte zandbodems in en rondom een Belgisch windpark rapporteerde, bleek dit positieve effect slechts van korte duur (Derweduwen *et al.* 2016). Waarschijnlijk was de initiële toename in soortenrijkdom en abundantie een korte termijn reactie van opportunistische soorten. Van Denderen (2015) toonde aan dat een eventueel positief effect van de afwezigheid van bodemberoerende visserij gerelateerd is aan de intensiteit van natuurlijke verstoringen van de zeebodem. Gebieden die van nature weinig verstoord worden zullen meer baat hebben bij de afwezigheid van bodemberoerende visserij (Rijnsdorp *et al.* 2017). Resultaten van benthosbemonsteringen in OWEZ en zes referentiegebieden, uitgevoerd vijf jaar na realisatie van het park konden een duidelijk effect van het uitsluiten van bodemberoerende visserij (nog) niet aantonen (Bergman *et al.* 2012, 2015). Ook in de Belgische Noordzee werd 6 respectievelijk 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond (Degraer *et al.* 2018). In het PAWP werden eveneens geen veranderingen in de bodemgemeenschap vastgesteld tussen locaties binnen het PAWP vergeleken met referentielocaties buiten het windpark voor 6 jaar (Lock *et al.* 2014) en 10 jaar (Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018) na afsluiting van het windpark voor visserij. De visserijintensiteit leek geen grote rol te spelen in de samenstelling van de benthische soortengemeenschap. Wel was er een duidelijk temporeel effect op de soortensamenstelling op alle locaties (Leewis *et al.* 2018). Mogelijk is 10 jaar (nog) niet genoeg om herstel te zien van de benthische soortengemeenschap na het sluiten van een gebied voor visserij



of zijn deze gebieden van nature al erg dynamisch waardoor soorten niet alleen last hebben van visserij maar ook gewoon de hoge mate aan bodemdynamiek.

Effect van de aanwezigheid van harde structuren

De windturbines staan op monopiles die harde structuren op de zeebodem vormen in verticale richting (monopile) en horizontale richting (erosiebescherming) (Degraer *et al.* 2020). Harde structuren op de zeebodem zoals scheepswrakken hebben doorgaans een soortenrijke hard substraat benthosgemeenschap. Zo werden tijdens een biodiversiteitsonderzoek in de Noordzee 165 soorten op tien scheepswrakken aangetroffen (Lengkeek *et al.* 2013). Op de monopiles van een windpark en de harde structuren van de erosiebescherming (i.e. structuur ter bescherming tegen erosie) zal zich na verloop van tijd ook een rijke soortengemeenschap ontwikkelen, zoals waargenomen op de monopiles van de windparken OWEZ (Bouma & Lengkeek 2009, 2012), PAWP (Vanagt & Faasse 2014) en drijvend windpark Hywind in Schotland (Karlsson *et al.* 2021). In OWEZ werden in 2008 en 2011 55 soorten aangetroffen. Hierbij konden zones met groenalgen, zeepokken, oesters en jonge mosselen worden onderscheiden inclusief kenmerkende soorten zoals anemonen, gorgelpijpen, kleine kreeftachtigen, krabben, zeesterren, mosdierkolonies en diverse soorten wormen.

Op vier turbinepalen van het PAWP werden in totaal 87 soorten geïdentificeerd, met als belangrijkste soortgroepen schaaldieren, borstelwormen, neteldieren en mosdierpjes (Vanagt & Faasse 2014). De meest abundante soort was de vlokreeft *Jassa herdmani*, terwijl mosselen dominant waren qua biomassa. De maximale dichtheid van fauna bedroeg anderhalf miljoen diertjes per vierkante meter. De patronen kwamen wat betreft biodiversiteit, abundantie en zonering erg overeen met andere offshore windparken in de regio.

De opmerkelijke vondst van platte oester (*Ostrea edulis*) bij zowel windpark OWEZ als PAWP (Bouma & Lengkeek 2012, Vanagt & Faasse 2014) illustreert hoe windparken een rol zouden kunnen spelen bij zowel habitat bieden aan bijzondere soorten als de heropbouw van biogene riffen. Een andere studie vond in zacht substraat monsters binnen een windpark mosselen en bloemdieren welke niet of nauwelijks werden aangetroffen in zachtsubstraat referentiegebieden buiten het windpark, wat zou kunnen duiden op een zogenaamd spill-over effect van het harde substraat op het omringende zachte substraat (De Backer & Hostens in Degraer *et al.* 2018).

Een lang termijn studie toonde aan dat er verschillende fase van successie zijn met elk een andere soortsamenvatting (Kerckhof *et al.* 2019). De bodemdiergemeenschappen die zich op harde structuren (monopiles, erosiebescherming) vestigen bestaan uit andere soorten dan de bodemdiergemeenschappen van de omringende zachte zandbodems, waardoor de biodiversiteit van bodemdieren in het plangebied toeneemt (o.a. Coates *et al.* 2014, Coolen *et al.* 2015). De structuren fungeren als een kunstmatig rif en voegen, naast een grote toename aan biodiversiteit, vooral biomassa toe aan het voorheen uitsluitend zachte substraat (Degraer *et al.* 2020). Voornamelijk substraat-gelimiteerde mobiele demersale soorten hebben hier baat bij. Krone *et al.* (2017) toonden aan in de Duitse Bocht van de Noordzee dat monopiles met erosiebescherming tweemaal zoveel Noordzeekrabben



herbergen dan monopiles zonder deze bescherming. De monopiles kunnen fungeren als *stepping stones* voor de verspreiding van hard substraatsoorten in de Noordzee (Coolen *et al.* 2017, Degraer *et al.*, 2020). Coolen *et al.* (2020) rapporteerde zelfs de vondst van *Sabellaria spinulosa* op natuurlijk en kunstmatige structuren bij Princes Amalia windpark, Borkum Riff Grund en verschillende olie- en gasproductie platforms. Ook zijn er indicaties dat inktvissen de structuren gebruiken om hun eieren op af te zetten (De Backer *et al.* 2020).

Naast inheemse soorten herbergen monopiles mogelijk ook (ongewenste) exoten. Verder van de kust komen over het algemeen minder uitheemse soorten voor dan vlak bij de kust. Hierbij is de hoogste diversiteit op drijvende objecten te vinden zoals boeien (van Duren *et al.* 2016). Op monopiles vestigen de meeste niet inheemse soorten zich in de intergetijden- en spatwater zone, waarschijnlijk omdat dit nog vrij nieuw habitat is op open zee (Degraer *et al.* 2020). Kerckhof *et al.* (2016 in Degraer *et al.* 2016) toonden aan dat het overgrote deel van aangetroffen exoten in het Belgische deel van de Noordzee uit het intergetijdegebied komt. Tot dusverre is nog niet aangetoond dat niet inheemse soorten in een windpark concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Echter kan het wel zo zijn dat soorten via de turbines (stepping stones) terecht komen in (kust)gebieden waar ze voorheen nog niet voorkwamen en waar wel geconcurrereerd gaat worden met lokaal aanwezige inheemse soorten.

De introductie van hard substraat kan ook leiden tot effecten op de pelagische primaire productie, hetzij via een lokale toename van filtratiecapaciteit door kolonisatie met filterfeeders (Slavik *et al.* 2018), dan wel via een toename in verticale menging van de waterkolom (Carpenter *et al.* 2016, Floeter *et al.* 2017). Deze effecten kunnen zowel positief als negatief zijn voor benthos afhankelijk van primaire productie (van Duren *et al.* 2021). Een toename van filtratieactiviteit zal leiden tot meer detritus en hogere organische stofconcentraties op de zeebodem (Coates *et al.* 2014). Biologisch materiaal dat door scouring of golfslag van de monopile losraakt kan lokaal ook leiden tot een toename in organische stofconcentraties (Vanaverbeke 2018 in Boon *et al.* 2018). Lefailbe *et al.* (2018) toonde in de Belgische Noordzee aan dat verrijking met organische stof o.a. verschilt per windturbintype (monopiles vs. jackets) en afstand tot de structuur (dichterbij of verder weg dan 50 m), en dat organische verrijking van het sediment leidde tot veranderingen in biodiversiteit en dichtheden van bodemdieren. Bij PAWP gaf de aanwezigheid van kunstmatige structuren geen aanwijzingen die duiden op grootschalige veranderingen van de zeebodem (ACRB 2013). Lokaal werden wel kleine sedimentatie accumulaties en erosiekuilen aangetroffen.

4.2.3 Verwijderingsfase

Naar alle waarschijnlijkheid zullen windturbines een faciliterende werking hebben op met name hardsubstraat geassocieerde benthossoorten. Daarnaast heeft het verbod op sleepnetvisserij mogelijk een positief effect op langlevende benthossoorten in overige delen van het windpark, al is zo'n effect in onderzoeken nog niet significant aangetoond. Bij het verwijderen van de windturbines zullen deze faciliterende functies van windturbines vervallen en daarmee een negatief effect hebben op de totale benthospopulatie zoals die zich ontwikkeld heeft in het windpark tijdens de exploitatiefase. Soorten die zich door het



spill-over effect op het omringende zacht substraat hebben gevestigd, zoals mosselen, kunnen hierbij wel overleven, mits het gebied niet weer wordt opengesteld aan bodemberoerende visserij.



5 Materiaal en methoden

5.1 Brongegevens

5.1.1 Vogels

Op de Noordzee komen tientallen soorten zeevogels voor die de zee het hele jaar door als hun leefgebied hebben en die ter plaatse foerageren, rusten, ruien en slapen. Velen daarvan zijn te vinden in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee ter hoogte van Nederland (Baptist & Wolf 1993, Camphuysen & Leopold 1994, Arts 2013). Een complete lijst van voorkomende (zee)vogelsoorten in de Noordzee wordt gegeven in tabel 5.1.

Soorten die slechts in zeer geringe aantallen of als dwaalgast op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) voorkomen, of soorten die eigenlijk zoetwatervogels zijn, waarvan sporadisch enkele individuen ook op zee worden gezien, maar dan vooral in de kustzone (zoals bijvoorbeeld het nonnetje (*Mergellus albellus*)) worden verder gezien als niet relevant voor deze studie. De meeste 'schaarse doortrekkers' worden alleen dicht onder de kust gezien, waar stuwing van deze trekvogels langs het land optreedt en waar bovendien relatief intensief wordt waargenomen.

Op volle zee zijn slechts weinig vogels werkelijk stationair aanwezig op een bepaalde locatie. Eerder gaat het voorkomen van zeevogels op volle zee gepaard met allerlei grootschalige en kleinschalige bewegingen, die in relatie kunnen staan met het getij, het al dan niet plotseling optreden van een goede mogelijkheid om te foerageren, de tijd van de dag, en de tijd van het jaar (seizoenstrek). Daarnaast heeft het gebied ook niet dezelfde functie voor alle vogels. Kleine mantelmeeuwen die broeden in de Nederlandse kustkolonies gebruiken de Noordzee om voedsel te zoeken voor hun jongen, in tegenstelling tot kleine mantelmeeuwen van elders die uitsluitend door de Nederlandse Noordzee heen trekken op weg tussen hun broedgebied en de zuidelijker gelegen overwinteringsgebieden. Daarnaast zijn er ook soorten die het NCP gebruiken om te overwinteren, zoals zeekoeten en roodkeelduikers. Indien delen van dit gebied veranderen, bijvoorbeeld door de constructie van een windpark op zee, zal dit gevolgen hebben voor het gebruik van dit deel van hun leefgebied.



Tabel 5.1 Complete lijst van relevante (zee)vogelsoorten in de Noordzee waar het plangebied is gelegen. Met een * worden de soorten aangegeven die onder de EU Vogelrichtlijn Annex 1 vallen (BirdLife International website) én die op het NCP voorkomen (Camphuysen & van Dijk 1983, Platteeuw et al. 1994, van den Berg & Bosman 2001, Bijlsma et al. 2001). In de laatste kolom wordt een indicatie van de talrijkheid op het NCP gegeven, naar van den Berg & Bosman (2001) en Bijlsma et al. (2001). br: broedvogel in Nederland; n-br: niet-broedvogel; migr: trekvogel.

soort	wetenschappelijke naam	status op het NCP
* roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>	Algemeen in kustzone (n-br)
* parelduiker	<i>Gavia arctica</i>	Vrij schaars (n-br)
* ijsduiker	<i>Gavia immer</i>	Schaarse gast (n-br)
* geelsnavelduiker	<i>Gavia adamsii</i>	Zeldzaam (n-br)
dodaars	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Schaarse doortrekker in kustzone (n-br)
* kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>	Vrij schaars in kustzone (n-br)
geoorde fuut	<i>Podiceps nigricollis</i>	Schaars in kustzone (n-br)
fuut	<i>Podiceps cristatus</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
roodhalsfuut	<i>Podiceps grisegena</i>	Schaars in kustzone (n-br)
noordse stormvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>	Talrijk op open zee (n-br)
* kuhls 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
* kleine pijlstormvogel	<i>Puffinus assimilis</i>	Dwaalgast
grauwe pijlstormvogel	<i>Puffinus griseus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
noordse pijlstormvogel	<i>Puffinus puffinus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* vale pijlstormvogel	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Vrij schaarse doortrekker (migr)
* 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 eider	<i>Polysticta stelleri</i>	Dwaalgast
zwarte zee-eend	<i>Melanitta nigra</i>	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
grote zee-eend	<i>Melanitta fusca</i>	Talrijk, vooral in kustzone (n-br & migr)
brilzee-eend	<i>Melanitta perspicillata</i>	Dwaalgast
ijseend	<i>Clangula hyemalis</i>	Schaarse wintergast in kustzone (n-br)
harlekijneend	<i>Histrionicus histrionicus</i>	Dwaalgast
brilduiker	<i>Bucephala clangula</i>	Talrijk in kustzone (n-br)
middelste zaagbek	<i>Mergus serrator</i>	Talrijk in kustzone (n-br)



rosse franjepoot	<i>Phalaropus fulicarius</i>	Schaarse doortrekker (migr)
* grauwe franjepoot	<i>Phalaropus lobatus</i>	Schaarse doortrekker (migr)
grote jager	<i>Stercorarius skua</i>	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)
vorkstaartmeeuw	<i>Xema sabini</i>	Schaarse doortrekker (migr)
drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla</i>	Talrijk (n-br)
kokmeeuw	<i>Larus ridibundus</i>	Talrijk in kustzone (br & n-br)
stormmeeuw	<i>Larus canus</i>	Talrijk (br & n-br)
* zwartkopmeeuw	<i>Larus melanocephalus</i>	Schaars in kustzone (br & n-br)
zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>	Talrijk (br & n-br)
* audouins meeuw	<i>Larus audouinii</i>	Dwaalgast
pontische meeuw	<i>Larus cachinnans</i>	Zeer schaarse gast (n-br)
geelpootmeeuw	<i>Larus michahellis</i>	Zeer schaarse gast (n-br)
kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus graellsii</i>	Talrijk (br & migr)
* baltische kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus fuscus</i>	Mogelijk schaarse doortrekker (migr)
grote mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>	Talrijk (br & n-br)
* dwergmeeuw	<i>Larus minutus</i>	Talrijk, vooral in kustzone (migr)
grote burgemeester	<i>Larus hyperboreus</i>	Schaarse wintergast (n-br)
kleine burgemeester	<i>Larus 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)

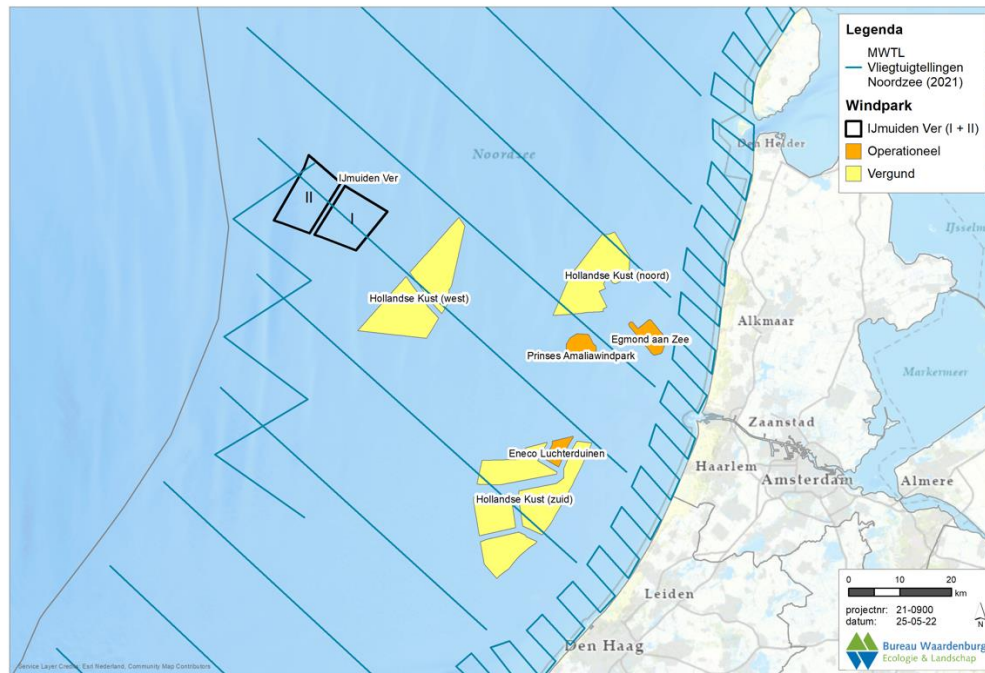


Telgegevens

Voor een kwantitatieve inschatting van effecten is gebruik gemaakt van de meest recent beschikbare telgegevens van zeevogels op het Nederlandse deel van de Noordzee, inclusief windenergiegebied IJmuiden Ver, zoals die ook gebruikt zijn in het Kader Ecologie en Cumulatie (hierna: KEC) (Leopold *et al.* 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2016, Van der Wal *et al.* 2015) en de recente actualisatie daarvan (Gyimesi *et al.* 2018b, Van der Wal *et al.* 2018, Rijkswaterstaat 2019, Potiek *et al.* 2022b). Dit zijn de gegevens van de internationale en landelijke monitoringsgegevens van de MWTL- en/of ESAS-data (cf. Rijkswaterstaat 2015, 2019). Deze data beslaan kleine delen van het windenergiegebied IJmuiden Ver en bestaan vooral uit geïnterpoleerde gegevens. Het is de meest volledige reeks gegevens die over een lange periode is verzameld.

MWTL-tellingen en ESAS-data

In het kader van het MWTL-programma (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) wordt de Nederlandse Noordzee vanaf 1991 jaarlijks meerdere keren geteld (b.v. Arts *et al.* 2013, Fijn *et al.* 2022). Daarnaast zijn diverse Europese tellingen, waaronder die bijvoorbeeld van de monitoring rond OWEZ (Leopold *et al.* 2012) samengebracht in de European Seabirds At Sea (ESAS) Database (Tasker *et al.* 1984, Reid & Camphuysen 1998). De MWTL-tellingen worden uitgevoerd vanuit een vliegtuig (transecten in Arts *et al.* 2013), terwijl de ESAS-data merendeels gebaseerd zijn op scheepstellingen langs vaste transecten. Voor de precieze ligging van deze transecten wordt verwezen naar Leopold *et al.* (2015). Op basis van deze monitoringsprogramma's zijn tweemaandelijks geïnterpoleerde dichtheden bepaald voor een aantal soorten door Wageningen Marine Research. Deze gegevens zijn in het KEC-project door Rijkswaterstaat (2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015, 2018, Gyimesi *et al.* 2018b, Potiek *et al.* 2022b) gebruikt om de effecten van bestaande en toekomstige windparken in de zuidelijke Noordzee te berekenen. Sinds 2014 zijn de MWTL-tellingen aangepast zodat momenteel vier keer per jaar (aug, nov, jan, feb) een vlakdekkende telling van het gehele NCP wordt gedaan met een vliegtuig. Op basis van deze tellingen worden dichtheden van vogelsoorten bepaald voor het totale NCP. Daarnaast leveren deze tellingen populatieschattingen op van diverse soorten zeevogels op de Nederlandse Noordzee. Op basis van de interpolaties zijn voor de verschillende kavels van windenergiegebied IJmuiden Ver verschillende dichtheden van zeevogels berekend.



Figuur 5.1 Ligging van de transecten van de MWTL-vliegtuigtellingen ten opzichte van het windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken.

De dichtheden gevonden tijdens scheepstellingen en vliegtuigtellingen verschillen van elkaar. Dit komt voornamelijk voort uit methodologische verschillen die leiden tot verschillen in detectie. Voorbeelden hiervan zijn dat sommige soorten al op grote afstand opvliegen voor een onderzoeksschip en daardoor gemist worden tijdens boottellingen, terwijl dat bij een vliegtuigtelling minder makkelijk gebeurt door de hoge snelheid van het vliegtuig. Daarentegen worden duikende vogels vaak eerder gemist vanuit een vliegtuig dan vanaf een boot, omdat deze alweer boven komen alvorens een boot voorbij gevaren is, terwijl door de hoge snelheid van het vliegtuig de waarnemer allang gepasseerd is. Ook voor vliegende vogels is de detectie vanuit het vliegtuig vaak beter, doordat vogels op grotere hoogte makkelijker gemist worden vanaf een schip, en doordat vliegende vogels vaak te laat worden opgepikt waardoor ze al snel het predicaat 'scheeps-geassocieerd' meekrijgen en daardoor niet meetellen in de dichtheidsbepalingen.

Additionele tellingen vanaf boorplatform K14

Naast deze genoemde tellingen die expliciete gegevens over windenergiegebied IJmuiden Ver opleveren, zijn data beschikbaar van vogeltellingen uitgevoerd vanaf boorplatform K14 (Fijn *et al.* 2012). Specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels is gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Uit deze data zijn direct fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Tellingen vanaf K14 worden als relevant gezien omdat dit boorplatform in de relatieve nabijheid, op ca. 40-45 km afstand naar het noorden, van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt (zie figuur 1.1). Verwacht wordt dat waarnemingen vanaf bestaande windparken (OWEZ, PAWP of Luchterduinen) een minder goede indicatie



geven over de verwachte soortensamenstelling in IJmuiden Ver omdat dit laatste windenergiegebied op 63 km uit de kust ligt, terwijl de bestaande windparken op 20-25 km vanaf de kust liggen. K14 ligt op 80 km uit de kust, waardoor de soortensamenstelling ook in dit gebied minder gedomineerd zal worden door kustgebonden vogelsoorten.

Wel kan een andere telmethode vanaf K14 ervoor zorgen dat precieze dichtheden verschillen van de MWTL-tellingen. Dichtheden vanaf K14 zijn namelijk bepaald op basis van panoramascans. Daarnaast duurde het onderzoek op K14 slechts twee jaar en waren de tellingen op een beperkter aantal dagen uitgevoerd over een beperkter gebied dan vliegtuig- of scheepstellingen. Daarnaast zijn de scans uitgevoerd vanaf een platform met aanwezigheid van mensen, wat voor vermindering van vogels kan hebben gezorgd. Deze factoren hebben mogelijk eraan bijgedragen dat de dichtheden gemeten vanaf K14 over het algemeen lager uitvallen dan die van MWTL-/ESAS-tellingen. Vanwege de vergelijkbare locaties kunnen met name de onderlinge verhoudingen tussen vogelsoorten en de temporele veranderingen van dichtheden echter goed met elkaar worden vergeleken.

Alle eerdergenoemde tellingen zijn overdag uitgevoerd. Daarnaast vertellen waarnemingen van menselijke tellers vooral iets over vogelactiviteit in de onderste luchtlagen. Op basis van deze tellingen worden het voorkomen en de aantallen van (nachtelijke) trekvogels (met name zangvogels) daarom onderschat. Met radaronderzoek is wel een orde-grootte bepaling te doen van deze aantallen.

5.1.2 **Vleermuizen**

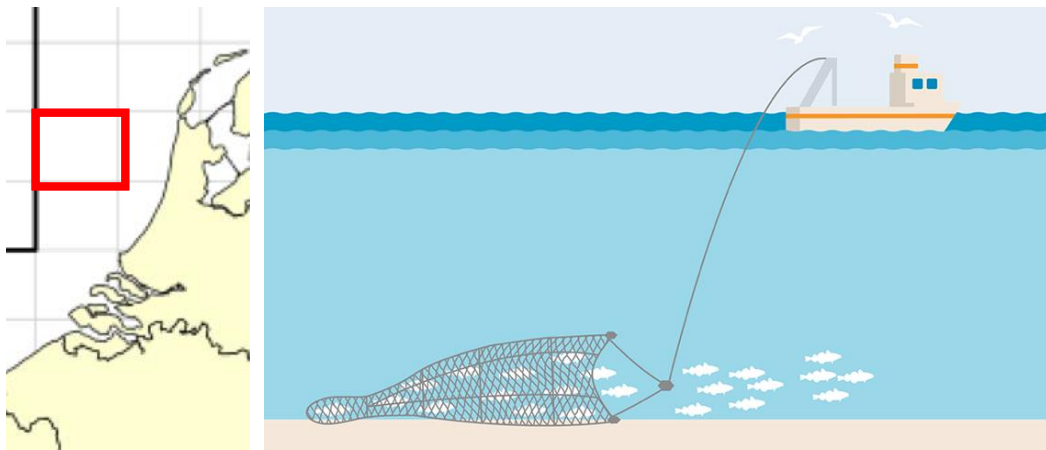
Het aantal jaarlijkse vleermuisslachtoffers in Nederlandse offshore windparken is niet bekend. Daarnaast is er weinig bekend over de populatiegroottes van vleermuizen in offshore windparken. De schatting van de populatie van ruige dwergvleermuizen dat over de Noordzee migreert heeft een zeer grote bandbreedte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

5.1.3 **Vissen**

Binnen het plangebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen. Wel is er data van gestandaardiseerde visbemonsteringen uit de omgeving beschikbaar, waar informatie aan ontleend kan worden. Dergelijke bemonsteringen zijn de International Bottom Trawl Survey (IBTS), Sole Net Surveys (SNS) en Boomkor survey (BTS). Voor de huidige rapportage is data van de IBTS verkregen via het DATRAS-dataportaal van ICES. Data van drie jaren met een interval van vijf jaar is verkregen van vak 34F3 (oppervlakte 757 km²), het vak waarin het



plangebied (deels) ligt (figuur 5.1). Monitoring vond plaats tweemaal per jaar (Q1 en Q3) en de hoeveelheid vis is weergegeven in “Catch per unit of fishing effort”, oftewel het aantal gevangen individuen per soort per uur dat er gevist wordt. Wel moet er rekening gehouden worden met de grote verschillen in vangsten tussen de twee bemonsteringen per jaar en tussen de verschillende jaren, zowel in totaal aantal gevangen vissen als het aantal gevangen soorten. Opgemerkt dient verder te worden dat deze maatstaf niet gelijk staat aan de hoeveelheid voorkomende vis in het gebied, omdat ook de trefkans om een grote school vis te vangen van invloed is.



Figuur 5.2 De locatie van vak 34F3 (links) en een illustratie van de visserijtechniek (rechts) (bron: MSC).

Ook binnen het MWTL-bemonsteringsprogramma worden visdata ingewonnen. Zo is bij het bodemschaven ook de visvangst geregistreerd, al is deze methodiek niet specifiek ontwikkeld op het bemonsteren van vis. Voor de voorliggende rapportage is de data gebruikt van negen monsterlocaties op de Bruine Bank die zijn bemonsterd in 2019 en 2021. De monsterpunten op de Bruine Bank liggen dicht bij het plangebied en vanwege de overeenkomsten in habitat is het aannemelijk dat er grote gelijkenissen zijn in het voorkomende onderwaterleven. Data van 2019 is verkregen uit het ‘MWTL-databestand Bodemschaafcampagne 2019 Rijkswaterstaat’, terwijl van 2021 ruwe data reeds (intern) beschikbaar is.

In 2016 en 2017 heeft Oceana twee bemonsteringen uitgevoerd op de Bruine Bank met een remotely operated vehicle (ROV) en een VanVeenhapper, ondersteund door een multi-beam echosounder en side-scan sonar. Met de ROV zijn 13 transecten afgelegd en met de VanVeenhapper zijn 63 monsters genomen, allen voornamelijk op het Nederlandse deel van de Bruine Bank. García *et al.* (2019) hebben de resultaten gepubliceerd. Naast benthos biedt dit ook waardevolle informatie over de visgemeenschap op de Bruine Bank, die naar verwachting vergelijkbaar is met de visgemeenschap in het beoogde plangebied.

5.1.4 Benthos

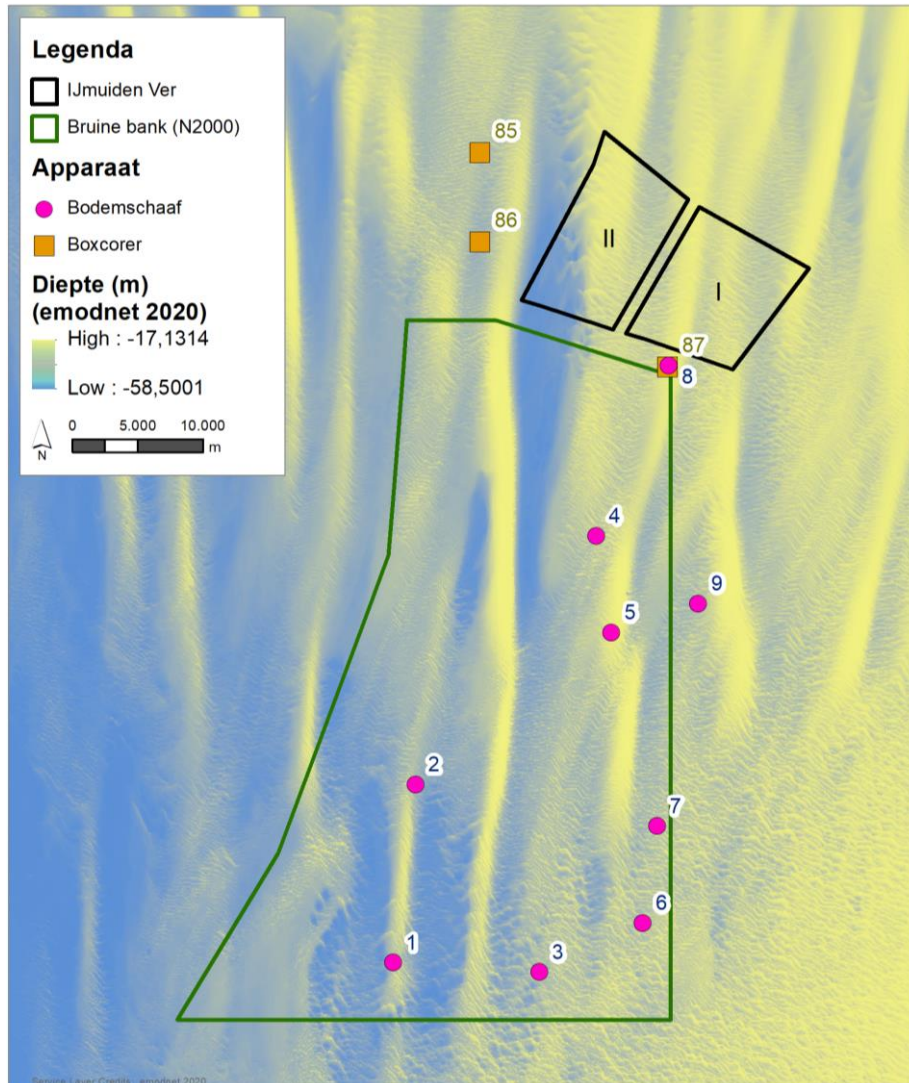
Binnen het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver zijn nog geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige bodemdiergemeenschappen. Wel worden op



de Noordzee benthosbemonsteringen uitgevoerd in het kader van het MWTL-bemonsteringsprogramma. Drie boxcore locaties (NRDZE_0085, 3.28751 52.89727; NRDZE_0086, 3.28696 52.83588; NRDZE_0087, 3.49863 52.74921) liggen nabij het plangebied. Hiervan is data beschikbaar van 1995 t/m 2018 (figuur 5.2). Deze data zijn verkregen via Informatiehuis Marien en zijn onder andere gebruikt om een beeld te schetsen van de aanwezige benthos in het plangebied.

In 2019 en 2021 is met een bodemschaaf het macrozoobenthos (> 5mm) van de Bruine Bank bemonsterd op negen locaties, ook in het kader van het MWTL-programma (figuur 5.2). Tijdens deze bemonstering zijn alleen individuen groter dan 5 mm geregistreerd. Op basis van habitatovereenkomsten is de benthosgemeenschap in het plangebied van windenergiegebied IJmuiden Ver zeer waarschijnlijk vergelijkbaar met de gemeenschappen zoals die voorkomen op de Bruine Bank. Data van 2019 is verkregen uit het 'MWTL-databestand Bodemschaafcampagne 2019 Rijkswaterstaat'. Van de meetcampagne in 2021 is ruwe data reeds (nog niet-gepubliceerd) beschikbaar.

Eerdergenoemde bemonsteringen uitgevoerd door Oceana in 2016 en 2017 verschaffen waardevolle informatie over de benthosgemeenschap van de Bruine Bank (García *et al.* 2019). Resultaten van deze studie schetsen een beeld van de te verwachten benthosgemeenschap in het plangebied gezien de grote gelijkenis met de aanwezige habitat op de Bruine Bank.



Figuur 5.3 Ligging van de boxcore- en bodemschaaf-monsterlocaties van het MWTL-bemonsteringsprogramma nabij het plangebied.



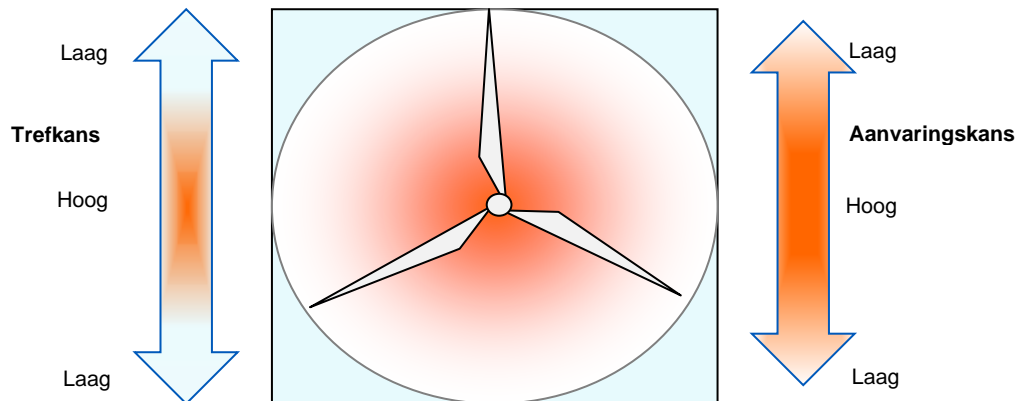
5.2 Effectbepaling en –beoordeling vogels

5.2.1 Aanvaringssslachtoffers

Zeevogels

In dit rapport is het *stochastische Collision Risk Model* (hierna: sCRM) gebruikt om aantallen aanvaringssslachtoffers onder zeevogels te berekenen. Het sCRM (Marine Scotland 2018) is gebaseerd op het SOSS Band Model (Band 2012), maar in het sCRM kunnen inputparameters worden voorzien van een standaarddeviatie, waardoor de variabiliteit rondom de inputparameters kan worden gemodelleerd. Dit zorgt ervoor dat het model een range van slachtofferaantallen produceert, waarmee een gemiddelde en standaarddeviatie kunnen worden berekend. De uitkomsten in dit rapport zijn gebaseerd op 1.000 iteraties van het model. Dit zorgt ervoor dat de onzekerheid rondom de slachtofferaantallen inzichtelijk wordt.

Het Band model biedt twee alternatieven voor het berekenen van aanvaringsrisico's. In voorliggend rapport is voor het sCRM gebruik gemaakt van het Extended Band Model. In het Extended model wordt de aanvaringskans gebaseerd op gemiddelde aanvaringskansen en trefkansen in het rotor-bestreken gebied, gewogen naar hoogte. Het aanvaringsrisico neemt namelijk toe richting de gondel en de trefkans (de kans dat een vogel in het rotor-bestreken gebied terechtkomt) neemt af met de afstand tot het verticale middelpunt van de rotor (figuur 5.3). Dit, in combinatie met de vlieghoogteverdeling van vogels, resulteert bij het Extended model in een realistischer aanvaringsrisico voor vogelsoorten die een grote variatie in vlieghoogte over het rotor-bestreken gebied vertonen. Het andere alternatief is het Basic Band Model, waarbij gerekend wordt met een gemiddeld aanvaringsrisico voor het rotor-bestreken gebied. Het Basic model is geschikter als vlieghoogteverdelingen op rotorhoogte niet goed bekend zijn, of als andere factoren, zoals de variatie in vogelaantallen, belangrijker worden geacht. Hierbij moet wel vermeld worden dat het belangrijk blijft om voor het gebruik van deze modellen zoveel mogelijk data te verzamelen over vlieghoogteverdelingen van zeevogelsoorten. GPS-logger metingen geven hiervoor de best beschikbare data, maar op dit moment zijn bij de meeste soorten geen of maar een beperkte hoeveelheid data waarop de vlieghoogteverdelingen gebaseerd zijn. Als er grote individuele verschillen in de vlieghoogte zijn, geeft dat een grote variatie in de modeluitkomsten. Samen met de gemeten vogeldichtheden en gebruikte uitwijkpercentages, heeft vlieghoogte daarmee de grootste invloed op het berekende aantal aanvaringssslachtoffers.



Figuur 5.4. Variatie in trefkans en aanvaringskans over het rotor-bestreken gebied. Deze twee factoren gecombineerd resulteren in een laag aanvaringsrisico aan de uiteinden van de rotors.

Op basis van de MWTL- en ESAS-tellingen zijn dichtheden bepaald voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver. Deze dichtheden bevatten zowel vogels op het water als in vlucht en zijn daarom eerst gecorrigeerd voor de fractie van het totale tijdsbudget dat de vogel in vlucht is. Voor de berekeningen is gewerkt met vogelparameters conform de meest recent beschikbare data. Dat wil zeggen dat voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk soortspecifieke parameterwaardes conform KEC 1.0 zijn gebruikt (Rijkswaterstaat 2015). Voor de overige zeevogelsoorten zijn de parameterwaardes van de KEC 4.0-studie (de laatste actualisatie) gebruikt (Potiek *et al.* 2022b). In tegenstelling tot KEC 4.0 is in het KEC 1.0 nog niet gebruikt gemaakt van de stochastische versie van het Band model. Daarom zijn in voorliggend rapport voor de bovengenoemde soorten geen standaarddeviaties voor de verschillende parameters gebruikt. Uitzonderingen hierop zijn de lengte en spanwijdte van iedere soort. Voor deze parameters is conform KEC 4.0 voor iedere soort het gemiddelde en de standaarddeviatie bepaald op basis van ranges gegeven in Snow & Perrins (1998), waarbij de aanname is dat het middelpunt van deze ranges het gemiddelde is en dat alle data valt binnen drie standaarddeviaties van het gemiddelde. In tabel 5.3 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte parameters voor iedere soort. Voor jan-van-gent en zilvermeeuw zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de jan-van-gent een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn. Voor zilvermeeuw betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart. Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment. In het kader van de MER onderzoeken voor windenergiegebied IJmuiden Ver zijn vervolgens voor deze twee soorten ook nieuwe slachtofferberekeningen uitgevoerd die afweken van de KEC 4.0 cumulatiestudie. Zo is een ander windparkscenario aangehouden dan in het KEC 4.0, het zogenaamde juridisch noodzakelijk scenario: dit zijn windparken die op het moment van operationeel worden van IJmuiden Ver al vergund zijn maar nog niet gebouwd, en andere operationele windparken waarvan de effecten nog niet zeker verdisconteerd zijn in de populatie. Ook zijn berekeningen uitgevoerd voor het inzichtelijk maken van de effecten van een eventuele tiplaagteverhoging. Op het moment van



schrijven worden ook nog aanvullende berekeningen uitgevoerd voor de Jan-van-Gent met nieuwe dichtheidskaarten (Waggit *et al.* 2020) en nieuwe uitwijkpercentages (Leemans *et al.* in prep.).

Het geschatte aantal aanvaringslachtoffers is voor alle windparkalternatieven van het windparken in windenergiegebied IJmuiden Ver berekend. Op basis van de turbinekenmerken en het verwachte aantal turbines is het rotor-bestreken gebied voor elke alternatief berekend. Voor de berekeningen is conform KEC 4.0 de aanname gedaan dat het windpark van maart tot en met augustus operationeel is voor 96,25% van de tijd en in de overige maanden 100% operationeel.

Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Trekvogels

Voor trekvogels is in dit rapport gewerkt met het Basic Band Model (Band *et al.* 2007), omdat geen nauwkeurige vlieghoogteverdelingen beschikbaar zijn voor trekvogels. Bovendien wordt verwacht dat variatie in het geschatte aantal vogels dat door een windpark vliegt belangrijker is voor het aantal aanvaringen dan schattingen over de vlieghoogteverdelingen.

Zoals eerder genoemd is specifiek voor trekkende ganzen/zwanen, eenden, reigers, steltlopers, roofvogels en zangvogels gebruik gemaakt van fluxmetingen en hoogteverdelingen in K14 (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Uit deze data zijn fluxen bepaald op rotorhoogtes voor windenergiegebied IJmuiden Ver. Berekeningen met het Band model kunnen worden gebaseerd op dichtheden van vliegende vogels of geschatte fluxen. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het gebruik van vogeldichtheden gebaseerd op scheeps- of vliegtuigtellingen en is daarmee toegespitst op zeevogelsoorten. Echter, als alternatief is expliciet voor trekvogels een tweede alternatief van het model ontwikkeld die aantallen van passerende vogels gebruikt (bijvoorbeeld fluxen gemeten met radar).

Op de jaarlijkse fluxen (aantal/km) van trekvogels over het plangebied zijn correctiefactoren voor de fractie op rotorhoogte toegepast. Aanvaringskansen zijn bij elke soortgroep voor een voorbeeldsoort bepaald die representatief is voor de groep, in grote aantallen door het plangebied trekt en binnen de soortgroep een relatief hoog aanvaringsrisico heeft (grotere en/of langzamere soort). Dit waren de wilde zwaan voor ganzen en zwanen, de bergeend voor eenden, de blauwe reiger voor reigers, de buizerd voor roofvogels en uilen, de Kievit voor steltlopers en de vink voor zangvogels. De vermenigvuldiging van de aanvaringskansen met fluxen van de soortgroep leverde het potentiële jaarlijkse aantal aanvaringslachtoffers zonder uitwijking op. Vervolgens is hier voor iedere soortgroep een uitwijkingspercentage van 98% op toegepast.



Tabel 5.3 Parameters gebruikt in sCRM berekeningen. N.B.: voor drieteenmeeuw zijn twee verschillende waarden van vliegsnelheid gebruikt voor het berekenen van respectievelijk de flux en het aanvaringsrisico.

soort	lengte (m)		spanwijdte (m)		vliegsnelheid (m/s)		nachtelijke activiteit	uitwijking (%)	fractie tijd in vlucht
	gem.	sd	gem.	sd	gem.	sd			
aalscholver	0,90	0,033	1,45	0,050	15,2	0	0	99,0	0,4
alk	0,38	0,003	0,66	0,008	16,0	0	0	99,5	0,2
drieteenmeeuw	0,39	0,003	1,08	0,042	8,7 / 6,2	3,16 / 3,40	0,50	99,2	0,7
duikers	0,61	0,027	1,11	0,017	19,0	0	0	99,0	0,5
dwergmeeuw	0,26	0,003	0,78	0,008	11,5	0,10	0,25	99,5	0,6
dwergstern	0,23	0,003	0,52	0,012	10,6	0	0	99,0	1,0
eider	0,61	0,035	0,94	0,047	17,9	0	0,50	99,0	0,4
fuut	0,49	0,008	0,88	0,008	13,2	0	0,25	99,0	0,6
grauwe pijlstormvogel	0,46	0,018	1,02	0,025	11,2	0	0,50	99,9	0,6
grote jager	0,56	0,008	1,36	0,013	14,9	3,80	0	99,5	0,8
grote mantelmeeuw	0,71	0,023	1,58	0,025	13,7	1,20	0,50	99,5	0,3
grote stern	0,39	0,008	1,00	0,017	10,3	3,40	0,05	99,0	1,0
grote zee-eend	0,55	0,012	0,95	0,015	20,1	0	0,50	99,0	0,4
jan-van-gent	0,94	0,022	1,73	0,025	14,9	2,60	0,08	98,9	0,8
kleine alk	0,18	0,003	0,44	0,013	20,0	0	0	99,5	0,2
kleine jager	0,44	0,008	1,18	0,025	13,8	2,20	0,00	99,5	1,0
kleine mantelmeeuw	0,58	0,020	1,43	0,025	9,4	3,92	0,43	99,8	0,4
kokmeeuw	0,36	0,005	1,05	0,017	11,9	0	0,25	99,5	0,2
kuifaalscholver	0,73	0,025	0,98	0,025	13,2	0	0	99,0	0,4
noordse pijlstormvogel	0,34	0,008	0,82	0,020	11,2	0	0,50	99,9	0,6
noordse stormvogel	0,48	0,008	1,07	0,017	13,0	0	0,75	99,9	0,4
papegaaiduiker	0,28	0,005	0,55	0,027	17,6	0	0	99,0	0,2
stormmeeuw	0,41	0,003	1,20	0,033	13,4	0	0,50	99,5	0,4
stormvogeltje	0,16	0,007	0,38	0,005	11,2	0	0,75	99,9	0,6
vaal stormvogeltje	0,21	0,005	0,47	0,005	11,2	0	0,75	99,9	0,6
visdief/noordse stern	0,33	0,007	0,88	0,035	9,2	3,10	0	99,0	1,0
zeekoet	0,40	0,005	0,67	0,010	19,1	0	0,25	99,5	0,2
zilvermeeuw	0,60	0,015	1,44	0,020	11,3	3,91	0,01	99,5	0,3
zwarte zee-eend	0,49	0,017	0,85	0,018	22,1	0	0,50	99,0	0,4



Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor de berekening van aanvaringssslachtoffers onder kolonievogels uit Natura 2000-gebieden zijn voor de relevante soorten de aantallen slachtoffers in het broedseizoen (zoals berekend met het sCRM) bij elkaar opgeteld. Dit zijn echter niet allemaal broedende adulten. Een deel van een populatie bestaat uit zogenaamde 'floaters' (niet-broedende vogels). Daarom zijn de aantallen slachtoffers in het broedseizoen vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces. Voor iedere relevante soort is dit aantal vervolgens verdeeld over alle vogels (dus ook uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van IJmuiden Ver, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van IJmuiden Ver gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen bijvoorbeeld de aantallen van kolonies die dichterbij IJmuiden Ver liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen.

5.2.2 Habitatverlies

Zeevogels

Uit internationale reviews van het KEC blijkt dat grove aannames worden gebruikt door gebrek aan data bij het onderwerp habitatverlies. Het is momenteel bijvoorbeeld onbekend hoe vermijding kwantitatief doorwerkt op de fitness van individuele exemplaren en de daaruit voortvloeiende populatie-effecten. Als *worst case*-aannames hanteren we in voorliggend rapport de aanname om het effect van habitatverlies te kwantificeren door een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies aan te houden (cf. Bradbury *et al.* 2014 en eerdere MER'en van Nederlandse offshore windparken). Ook de JNCC (adviesorgaan voor de UK vergunningverleners) hanteert als *worst case* een sterfte van 10% van de individuen die het windpark zullen vermijden¹. Met die aanname kan vervolgens, conform het achtergronddocument voor het MER van Ten Noorden van Waddeneilanden (Leemans *et al.* 2021), de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend. Dit wordt gedaan op basis van de oppervlakte van de kavels en de berekende dichtheden vanuit de scheepstellingen die gecorrigeerd worden met de soortspecifieke macro- uitwijkingspercentages. Dit laatste wordt gedaan om rekening te houden met het feit dat bij meerdere zeevogelsoorten zowel sterfte door aanvaringen als habitatverlies op kan treden. Door het toepassen van de macro-uitwijkpercentages wordt ervoor gecorrigeerd dat vogels die het windpark vermijden geen aanvaringssslachtoffer kunnen worden, maar daarmee kan het gebied als verloren voor die vogels beschouwd worden, oftewel treedt er habitatverlies op.

¹ "Given the very great uncertainty concerning realistic levels of mortality of displaced birds, JNCC have previously advised, for certain specific project applications, that a 10% adult mortality rate could be used for some key species (e.g. guillemot, razorbill, kittiwake, gannet and Manx shearwater), while some developers argue that those values are overly precautionary."



Trekvogels

Trekvogels kenmerken zich door het feit dat ze niet langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver verblijven. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn. Effecten van habitatverlies zijn daarom op voorhand uit te sluiten omdat de zee geen habitat van deze trekvogels vormt.

Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor de berekening van habitatverlies onder kolonievogels uit Natura 2000-gebieden is voor de relevante soorten de gemiddelde dichtheid in het broedseizoen (zoals berekend met het sCRM) genomen en vermenigvuldigd met het percentage vogels dat meedoet aan het broedproces (zie ook §5.2.1). Vervolgens is wederom voor iedere relevante soort dit aantal verdeeld over alle vogels (dus ook over vogels uit kolonies buiten Natura 2000-gebieden) die tijdens foerageervluchten in theorie allemaal tot in windenergiegebied IJmuiden Ver kunnen komen. De verschillende kolonies liggen op verschillende afstanden van IJmuiden Ver, wat betekent dat vogels uit dichterbij gelegen kolonies een grotere kans hebben om het windenergiegebied te doorkruisen tijdens foerageertochten. Om hiervoor te corrigeren, is het aandeel broedparen in alle kolonies binnen bereik van IJmuiden Ver gewogen op basis van de afstand tussen de kolonie en het windenergiegebied. Zo tellen de aantallen van kolonies die dichterbij IJmuiden Ver liggen zwaarder mee. Daarnaast is als *worst case*-scenario aangenomen dat alle broedvogels op zee foerageertochten maken en in windenergiegebied IJmuiden Ver terecht kunnen komen. De gecorrigeerde en gewogen dichtheden in het broedseizoen zijn vervolgens vermenigvuldigd met de oppervlakte van de kavels, het soortspecifieke macro-uitwijkingspercentage en een sterfte van 10% om het aantal slachtoffers door habitatverlies onder kolonievogels te verkrijgen.

5.2.3 Barrièrewerking

Voor het inschatten van de mate waarin barrièrewerking een probleem voor vogels vormt is gebruik gemaakt van literatuur. Op grond hiervan en van informatie over de dimensies van de geplande windturbineopstellingen is ingeschat of vogels de windturbineopstellingen zullen kruisen of omvliegen. Een meer gedetailleerde kwantificering van barrièrewerking is, met name bij grote windturbines met ook grotere tussenafstanden, niet mogelijk omdat er nog onvoldoende onderzoek over beschikbaar is.

5.2.4 Toetsingscriteria

In het kader van de Wnb (Hoofdstuk 3) moet beoordeeld worden of de realisatie van IJmuiden Ver op zichzelf of in samenhang met andere plannen en projecten in de omgeving (significant) negatieve effecten kan hebben op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of op de Staat van Instandhouding (Svl) van populaties van beschermde soorten.

De toetsing vindt plaats op twee schalen:

1. effecten van IJmuiden Ver op omliggende kolonies in Natura 2000-gebieden
2. cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op de schaal van de gehele zuidelijke en centrale Noordzee



Het verschil in schaal zorgt ervoor dat deze effecten via verschillende criteria worden getoetst.

1% ORNIS-criterium voor toetsing van effecten van IJmuiden Ver op kolonie-niveau

Voor de toetsing op kolonie-niveau wordt tot dusver gebruik gemaakt van het 1% ORNIS-criterium. Volgens dit criterium, opgesteld door het ORNIS-comité, mag, bij gebrek aan overlegging van enig wetenschappelijk tegenbewijs, iedere additionele sterfte van minder dan één procent van de jaarlijkse sterfte aan de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als niet significant worden beschouwd. Het Hof van Justitie gebruikt dit criterium als maatstaf om te beoordelen of sprake kan zijn van significantie (o.a. zaak C 79/03 (Commissie/Spanje)).

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

Bij voldoende gegevens over de omvang van de jaarlijkse sterfte wordt in onderhavig rapport het ORNIS-criterium gebruikt om als eerste stap te bepalen of significante effecten op een bepaalde soort uitgesloten kunnen worden. Volgens dit criterium kan iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine hoeveelheid worden beschouwd. Wanneer de voorspelde sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op het behalen van de IHD's in Natura 2000-gebieden of op de Svl van de betrokken populaties met zekerheid uitgesloten worden. Bij de beoordeling is tevens rekening gehouden met de huidige Svl van deze populaties.

Als de additionele sterfte de 1%-mortaliteitsnorm (1% van de jaarlijkse sterfte) overschrijdt, kan er eventueel sprake zijn van een significant effect en zal in meer detail moeten worden gekeken naar mogelijke populatie-effecten. Zo kan een populatie van een Natura 2000-gebied waar de additionele mortaliteit boven de 1%-mortaliteitsnorm uitkomt ver boven de instandhoudingsdoelstelling zitten, zodat de additionele sterfte niet automatisch betekent dat er significant negatieve effecten zijn op de betreffende populatie. In zulke gevallen kunnen populatiemodellen antwoord geven wat de consequenties van een bepaalde additionele sterfte op een populatie zijn. De 1%-mortaliteitsnorm wordt in dit achtergronddocument met name gehanteerd om de effecten op broedkolonies (in het kader van Natura 2000-gebieden) te beoordelen.

Populatiemodellen en ALIs voor toetsing van cumulatieve effecten van alle geplande windparken op schaal van de Noordzee

De cumulatieve effecten van IJmuiden Ver en andere geplande windparken op populatieniveau op de schaal van de zuidelijke en centrale Noordzee worden ingeschat op basis van populatiemodellen. Hierbij wordt het verloop van de populatie gesimuleerd voor zowel het huidige scenario (zonder de geschatte extra sterfte), als voor het scenario waarin de cumulatieve sterfte als gevolg van geplande windparken (inclusief IJmuiden Ver) is meegenomen.



Er zijn voor zeevogelsoorten met het grootste risico op effecten op populatieniveau binnen KEC populatiemodellen opgesteld (van Kooten *et al.* 2019, Potiek *et al.* 2019, Rijkswaterstaat 2019). Met behulp van deze populatiemodellen wordt de populatietrend gesimuleerd op basis van overlevingsgetallen van de verschillende leeftijdsklassen en van gegevens over reproductie (broedsucces en kans op broeden). Beschikbare gegevens uit de literatuur vormen de input voor het soortspecifieke null-model, wat de situatie reflecteert zonder additionele sterfte als gevolg van windparken ('zonder impact'). Dit model wordt vervolgens aangepast door de geschatte additionele sterfte toe te voegen, wat resulteert in het scenario met impact.

De vergelijking van het scenario met impact met het null-scenario zonder impact geeft meer inzicht in het effect van de geschatte additionele sterfte op de verwachte populatietrend. Het was nodig om drempelwaarden op te stellen die met populatiemodellen getoetst kunnen worden om zo conclusies te kunnen trekken over of een impact acceptabel is. Hiervoor is de methodiek van Acceptable Levels of Impact (ALIs) ontwikkeld (Potiek *et al.* 2022a). Deze soortspecifieke drempelwaarden ('levels') zijn in de vorm van:

De kans op een afname van X% of meer ten opzichte van de onverstoorde populatie, dertig jaar na de aanleg, mag niet hoger zijn dan Y

Doordat binnen deze methodiek de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar voor het scenario met impact vergeleken wordt met de verdeling van populatiegroottes na 30 jaar zonder impact, wordt hier puur naar de impact van de cumulatieve additionele sterfte als gevolg van geplande windparken gekeken.

Zowel de acceptabele afname (X) als de kans op deze afname (Y) zijn soortspecifiek gedefinieerd. Hiertoe zijn door LNV voorlopige drempelwaarden opgesteld, die afhankelijk zijn van de IUCN-status van de betreffende soort (Potiek *et al.* 2022b).

5.3 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen

5.3.1 Bepaling van het aantal aanvaringslachtoffers

Er zijn tot op heden geen metingen uitgevoerd van het aantal gedode vleermuizen bij windparken op zee. Het is ook vrijwel onmogelijk om naar slachtoffers te zoeken op zee. Karkassen kunnen zinken of worden verplaatst door stroming. Op land wordt aan een methode gewerkt om met behulp van warmtebeeldcamera's het aantal aanvaringslachtoffers te bepalen (Lagerveld *et al.* 2017). De methode lijkt veelbelovend maar is nog niet ver genoeg uitgewerkt om effectief op zee toe te passen.

In Duitsland is het programma ProBat ontwikkeld waarmee op basis van de akoestische activiteit van vleermuizen (dat vanuit de nacelle is gemeten) het aantal slachtoffers



berekend kan worden. Het programma is gebaseerd op onderzoek in meer dan 100 Duitse windparken, waar zowel de vleermuisactiviteit als het aantal slachtoffers is bepaald. De onderzochte windparken lagen meestal dichtbij potentiële verblijfplaatsen (gebouwen, bomen) van vleermuizen en hebben vooral betrekking op soorten die op zee relatief weinig voorkomen (rosse vleermuis en gewone dwergvleermuis). In theorie zou hiermee ook het aantal vleermuislachtoffers in windparken op zee kunnen worden voorspeld. Op grond van twee redenen wordt het schatten van het aantal slachtoffers in de Noordzee op basis van akoestische gegevens volgens het ProBat model echter niet verantwoord geacht:

1. Het ProBat model is gebaseerd op onshore metingen vanuit relatief kleine windturbines en het is onzeker of die toepasbaar zijn voor windturbines op zee. Vanuit de nacelle van moderne offshore windturbines kunnen vleermuizen die zich in het onderste rotorbereik bevinden niet gedetecteerd worden. Er bestaat daarnaast de mogelijkheid dat dieren op trek of boven zee afwijkend gedrag vertonen ten opzichte van lokale dieren boven land (bijvoorbeeld hogere vlieghoogte om optimaal te profiteren van rugwind). Hierdoor zou mogelijk een deel van de trekkende vleermuizen niet opgemerkt worden met batdetectors in de nacelle, waardoor het model minder goed toepasbaar wordt voor windparken op zee.
2. Metingen in windparken in de Noordzee zijn op 15 m boven waterniveau uitgevoerd. Het ProBat-model vereist metingen vanuit de gondel/nacelle van de windturbine. Activiteit op lage hoogtes heeft op land een zwakke correlatie met het aantal slachtoffers, en is niet toepasbaar voor nauwkeurige schattingen.

Op grond van deze argumenten wordt hier een voorlopige schatting gemaakt op basis van expert opinion, in plaats van het ProBat model. De vastgestelde vleermuisactiviteit ligt in windparken op zee in de Noordzee lager dan in windparken in intensief gebruikte landbouwgebieden op het Nederlandse vasteland. Zoals eerder vermeld, bestaat de mogelijkheid echter dat vleermuisactiviteit systematisch onderschat wordt in windparken op zee. Niettemin zal het aantal slachtoffers op zee lager liggen dan op het vasteland om de volgende redenen:

- Lokaal verblijvende vleermuizen, zoals de gewone dwergvleermuis, zijn op zee vrijwel afwezig terwijl onshore in de meeste Nederlandse windparken de meeste slachtoffers onder gewone dwergvleermuizen vallen (§ 3.2).
- Van de rosse vleermuizen die in onshore windparken voorkomen, is slechts een klein deel lange afstandtrekker (Lehnert *et al.* 2014). In windparken op zee komen juist alleen lange afstandtrekkers voor.
- In onshore windparken vallen ook buiten de trekperiode vleermuislachtoffers, zij het in relatief kleine aantallen. Bij windparken op zee beperkt vleermuisactiviteit zich uitsluitend tot de trekperiode.

Op land vallen de minste slachtoffers bij windparken in grote, open en intensief gebruikte landbouwgebieden. Het gemiddelde aantal slachtoffers varieert hier meestal rond de 1 slachtoffer per turbine per jaar (Rydell *et al.* 2010a, Limpens *et al.* 2013). Op basis van de huidige kennis kan voor windparken op zee slechts een ruwe schatting worden gegeven: het aantal slachtoffers ligt ergens tussen 0 en 1 slachtoffers per turbine per jaar. Wanneer de kleine windturbines (ashoogte < 50 m) buiten beschouwing worden gelaten is er volgens de huidige kennis geen duidelijk effect van de windturbinegrootte op het aantal slachtoffers.



De kans op slachtoffers neemt af met toenemende hoogte. Hogere windturbines hebben echter ook langere rotorbladen en bestrijken daarmee een groter oppervlak, wat de kans op slachtoffers vergroot. Grotere turbines hebben daarentegen een lagere draaisnelheid, wat de kans op slachtoffers verkleint. Er zijn dus verschillende effecten die tegen elkaar in werken. Hierdoor is er geen eenduidig effect van ashoogte op het aantal slachtoffers (Barclay *et al.* 2007, Rydell *et al.* 2010a, Niermann *et al.* 2011).

Uitgaande van bovenstaande bevindingen, hanteren we in voorliggend rapport een *worst case-scenario* van 1 slachtoffer per turbine per jaar.

5.3.2 Effectbeoordeling in relatie tot sterfte door aanvaringen

Ook voor vleermuizen wordt de 1% mortaliteitsnorm gehanteerd, zoals staat beschreven in paragraaf 5.2.4.

5.4 Effectbepaling en –beoordeling vissen

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op de aanwezige visgemeenschap worden bepaald aan de hand van een combinatie van literatuur over de ecologische effecten van offshore windparken (zie hoofdstuk 4) en bestaande brongegevens over lokaal aanwezige soort(groep)en (zie hoofdstuk 8). Aan de hand van literatuur wordt bepaald welke effecten een rol spelen voor vissen en vanuit brongegevens wordt bepaald om welke vissoorten dit gaat. Hierbij wordt ook specifiek gekeken naar relevante soorten conform Wnb-doelstellingen en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor plangebied IJmuiden Ver hierbij om de kabeljauw, en haaien en roggen.

5.5 Effectbepaling en -beoordeling benthos

Ook de effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver op de aanwezige benthosgemeenschap worden gebaseerd op een combinatie van literatuur (zie hoofdstuk 4) en bestaande brongegevens (zie hoofdstuk 8). Aan de hand van literatuur wordt bepaald welke effecten een rol spelen voor benthos en vanuit brongegevens wordt bepaald om welke soorten dit gaat. Hierbij wordt ook specifiek gekeken naar relevante soorten en/of habitats conform Wnb-doelstellingen en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Het gaat voor plangebied IJmuiden Ver hierbij om *Sabellaria*-banken.

5.6 Effectbeoordeling

Om de effecten van de verschillende alternatieven per aspect te kunnen vergelijken, worden deze op basis van een + / - score beoordeeld. Hiervoor wordt de beoordelingsschaal uit tabel 5.2 gehanteerd.



Tabel 5.2 Scoringstabel voor effecten.

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

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



DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN



6 Vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied

6.1 Vogels

Om te begrijpen hoe een toekomstig windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver zou kunnen ingrijpen op vogelwaarden, is het nodig te weten welke soorten vogels er gedurende de verschillende seizoenen voorkomen, in welke dichtheden en hoe ze het gebied gebruiken.

In de volgende deelparagrafen worden beschrijvingen gegeven van vogelsoorten, uit verschillende 'vogelgroepen' (niet-broedvogels, broedvogels, trekvogels) waarvan bekend is dat zij op of nabij het studiegebied foerageren, rusten of om andere redenen verblijven. Met '**niet-broedvogels**' worden met name pleisterende niet-broedvogels bedoeld die in het studiegebied verblijven, met name in de herfst en winter. Broedende vogels komen in het studiegebied niet voor, maar **broedvogels** uit Natura 2000-gebieden in Friesland, Noord-Holland en Zuid-Holland en eventueel Engeland kunnen het plangebied tijdens hun foerageertochten bereiken. Dit geldt uiteraard ook voor broedvogels uit kolonies dichtbij of aan de kust maar die gelegen zijn buiten Natura 2000-gebieden. Onder de '**trekvoegels**' in het studiegebied vallen zeevogels, bijvoorbeeld soorten uit kolonies in Noord-Europa die via de Noordzee naar West-Afrika trekken om daar te overwinteren. De grootste aantallen trekvogels boven de Noordzee zijn echter landvogels (vooral zangvogels), die vanuit Noord-Europese broedgebieden, doorgaans op grote hoogten (enkele honderden meters), via het luchtruim boven de Noordzee doortrekken naar meer zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden. Het kan dus voorkomen dat een soort in meerdere (zelfs alle drie) groepen voorkomt.

6.1.1 Lokaal verblijvende niet-broedvogels

Duikers

In de Zuidelijke Bocht van de Noordzee overwinteren enkele duizenden duikers, waarvan de roodkeelduiker verreweg de meest talrijke soort is die in internationaal kwalificerende aantallen aanwezig is. Parelduikers zijn het meest talrijk aanwezig tijdens de voorjaarstrek (april/mei) maar blijven ook dan in de minderheid. IJsduiker en geelsnavelduiker zijn in ons land dermate schaars dat ze op het NCP geen rol van betekenis spelen.

De kern van het verspreidingsgebied van alle duikers in Nederland ligt in de kustzone, doorgaans binnen de doorgaande NAP -20 m dieptelijn. Tijdens de voorjaarstrek kan deze verspreiding iets ruimer zijn (Leopold *et al.* 2004, Poot *et al.* 2006). Dit wordt bevestigd door tellingen vanaf K14, waar duikers in zeer lage dichtheden werden waargenomen in voorjaar en najaar (met name in maart en november, Fijn *et al.* 2012). Bovendien wordt aangenomen dat duikers windparkgebieden in het algemeen vermijden (Welcker & Nehls



2016, Skov *et al.* 2017). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen duikers in kavels I en II van IJmuiden Ver niet of in zeer lage dichtheden voor.

Futen

Op het NCP komen vijf soorten futen voor: fuut, roodhalsfuut, geoorde fuut, kuifduiker en dodaars. Zo'n 20% van de Europese futen kan zich in de Nederlandse kustzone bevinden, maar voor de overige soorten ligt dit percentage veel lager (Leopold *et al.* 2012, Poot *et al.* 2012). Alle futen zijn vogels van de kustzone, die nooit verder dan een paar kilometer de zee opgaan. Om deze redenen zijn geen van de futensoorten relevant voor windparken op zee buiten de 10 NM zone. Ook op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen futen in kavels I en II van IJmuiden Ver niet voor.

Noordse stormvogel

De noordse stormvogel is een zeer talrijke soort op het NCP, maar vooral in de noordelijke helft. Zijn gedrag is echter tamelijk onvoorspelbaar en op allerlei momenten in het jaar, en onder zeer diverse weersomstandigheden, zijn omvangrijke invasies geweest in de Zuidelijke Bocht. Deze worden vooral opgemerkt langs de kust, maar aangezien deze soort een vogel van open zee is, kunnen bij dergelijke invasies ook aanzienlijke aantallen op iedere willekeurige locatie verder op zee in de Zuidelijke Bocht vliegen. Tellingen vanaf K14 tonen een lage dichtheid aan, met een piek in het najaar, van 0,01 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012). MWTL-/ESAS-dichtheden laten de hoogste waarden zien in de periode februari/maart, namelijk 0,8 en 0,6 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II. Gemiddeld is deze dichtheid echter 0,4 en 0,5 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II.

Overige stormvogels, pijlstormvogels en stormvogeltjes

Twee soorten pijlstormvogels komen min of meer regulier voor in de Zuidelijke Bocht: de noordse en grauwe pijlstormvogel. Ze worden hier echter nooit in grote aantallen gezien en enig effect op hun (zeer omvangrijke) populaties valt van geen enkele menselijke activiteit in de Zuidelijke Bocht te verwachten. Ook de overige soorten stormvogels en stormvogeltjes komen in Nederlandse wateren alleen voor in zeer lage dichtheden, of alleen als dwaalgast. Al deze soorten komen volgens de MWTL-/ESAS-tellingen dan ook niet voor in windenergiegebied IJmuiden Ver. Dit komt overeen met tellingen vanaf K14, waar deze soorten niet zijn gezien binnen 3 km van het platform (Fijn *et al.* 2012).

Jan-van-gent

Met name in het voor- en najaar trekken grote aantallen jan-van-genten door de Nederlandse Noordzee via het Kanaal naar het zuiden. Maar ook in de winter verblijven er vele jan-van-genten in de Nederlandse Noordzee. Het is een vogel van de open zee die regelmatig in het windenergiegebied IJmuiden Ver aanwezig is. Tellingen in en nabij bestaande windparken laten zien dat jan-van-genten windparkgebieden zeer waarschijnlijk vermijden (Leopold *et al.* 2013b, Welcker & Nehls 2016, Skov *et al.* 2017), hoewel het wellicht mogelijk is dat jan-van-genten wennen aan de aanwezigheid van een windpark (Furness 2016). Maandelijkse dichtheden van jan-van-genten op basis van MWTL-/ESAS-tellingen waren maximaal 0,6 en 0,7 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II. Dit is in ordegrrootte vergelijkbaar met resultaten vanaf K14, waar de maximale dichtheid in het najaar was, met een waarde van 0,32 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012).



Aalscholvers

De aalscholver vestigt steeds meer broedkolonies in de Noord-Hollandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Op zee maken ze het gehele jaar door gebruik van structuren op zee om hun veren te drogen tijdens hun foerageertochten, zoals (gas)platforms en windparken zoals Luchterduinen, PAWP en OWEZ (Heinänen & Skov 2018). Op open zee, waar dit soort structuren ontbreken, worden ze veel minder waargenomen (Poot *et al.* 2011a). Ook gebaseerd op MWTL-/ESAS-tellingen komen aalscholvers momenteel in beide kavels niet voor. Ondanks dat de bestaande windparken Luchterduinen, PAWP en OWEZ al door aalscholvers in gebruik zijn genomen, is het niet vanzelfsprekend dat een windpark in het windenergiegebied IJmuiden Ver ook gekoloniseerd wordt, vanwege de grotere afstand tot de kust.

Kuifaalscholvers broeden niet in Nederland, maar vooral jonge vogels van de Britse Eilanden steken over om hier te overwinteren en maken dan potentieel gebruik van platforms op zee. Op basis van MWTL-/ESAS-tellingen komen echter in zowel kavel I als kavel II geen kuifaalscholvers voor.

Zee-eenden

Diverse soorten zee-eenden en andere eendensoorten overwinteren in grote aantallen in de Nederlandse Noordzee. Met name zwarte en grote zee-eend en eider overwinteren met een ordegruotte van honderdduizend vogels op het NCP. Ze zijn echter gebonden aan relatief ondiep water met een rijke voedselvoorziening in de vorm van schelpdierbanken. Hetzelfde geldt in nog sterkere mate voor soorten als brilduiker, middelste zaagbek en ijseend. Zij zijn nog sterker gebonden aan ondiep kustwater en zullen ook in de trektijd uitsluitend als dwaalgast in het windenergiegebied voorkomen. Tijdens vliegtuigtellingen in 2010/11 zijn verder dan 10 km uit de kust slechts enkele keren kleine groepen zwarte zee-eenden waargenomen, uitsluitend in de trekperiode (Poot *et al.* 2011a). Voor beide kavels tonen de MWTL-tellingen de afwezigheid aan van zowel grote als zwarte zee-eend en van eider.

Jagers

Alle vier de Europese jagersoorten (grote, middelste, kleine en kleinste jager) trekken over het NCP, van hun broedgebieden in Schotland en verder noordelijk naar de Golf van Biskaje en West-Afrika. Schotse, en mogelijk ook IJslandse, grote en kleine jagers volgen hier een brede "trekroute" die ten zuiden van de Doggersbank, diagonaal over de Noordzee richting Nederlandse kust voert. Daarna vliegen ze het kanaal door naar de zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden en gezien hun verspreidingspatroon op zee volgt een groot deel van deze vogels een route op zee. Daarnaast foerageren jagers ook tijdens de trek waardoor ze soms voor langere tijd in bepaalde gebieden kunnen blijven hangen als de voedselsituatie daar gunstig is. Omdat de populaties grote en kleine jagers relatief klein zijn (enkele tienduizenden broedparen elk), steekt jaarlijks een relatief belangrijk deel van deze populaties de Noordzee over en deze vogels kunnen op hun route te maken krijgen met een eventueel windpark in het plangebied. De huidig beschikbare MWTL-tellingen laten echter zeer lage aantallen jagers in het gebied zien, namelijk gemiddeld ongeveer 0,02 grote jagers/km² voor zowel Kavel I als Kavel II. Volgens de MWTL/ESAS tellingen komen geen andere soorten jagers in Kavel I als Kavel II voor. Dit komt redelijk overeen



met tellingen vanaf K14, waar alleen zeer lage aantallen kleine en middelste jager gezien zijn (Fijn *et al.* 2012).

Meeuwen

Meeuwen zijn numeriek meestal de dominante vogels in de Zuidelijke Bocht. De hoogste dichtheden worden in de kustzone bereikt, maar ook op zee komen ze altijd en overal voor, en soms in grote concentraties. Dit laatste vooral achter viskotters, waardoor locaties met dergelijke concentraties (tot vele duizenden vogels) tamelijk onvoorspelbaar zijn. Op zee zijn kleine mantelmeeuw (zomer), en zilvermeeuw en grote mantelmeeuw (winter) de belangrijkste soorten. Veel van deze vogels die ver op zee foerageren, vertonen ochtend- en slaaptrek. Er is echter niet één nauwe baan voor deze bewegingen naar één vaste aanlandingsplaats of slaappleats. Ook op en in de nabijheid van platforms op zee slapen vele meeuwen.

Zilvermeeuwen die op zee op het NCP overwinteren zijn zowel eigen broedvogels als vogels die veel noordelijker of op de Britse Eilanden broeden, dus echte trekvogels. Voor de grote mantelmeeuw is de Zuidelijke Bocht een zeer belangrijk overwinteringsgebied van internationaal belang. Van beide soorten komt in het winterhalfjaar maximaal ruim 10% van de totale populatie op het NCP voor, maar een groot aandeel hiervan zit in de kustzone.

In het voorjaar en de nazomer verblijven de grootste aantallen kleine mantelmeeuwen op het NCP. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw en grote mantelmeeuw respectievelijk 0,3; 0,3 en 0,2 vogels/km² in kavel I van IJmuiden Ver en respectievelijk 0,2; 0,2 en 0,2 vogels/km² in kavel II. Vanwege het verbod op visserij in windparken op zee kan de dichtheid aan meeuwen binnen windparken lager uitvallen dan in gebieden eromheen (Leopold *et al.* 2011).

Drieteenmeeuwen komen voornamelijk boven open zee voor, en zijn de meest voorkomende meeuwen in het studiegebied met een geïnterpoleerde dichtheid van gemiddeld 0,8 en 0,7 vogels/km² voor respectievelijk kavel I en II op basis van de MWTL-tellingen. Vooral tijdens de trek komen soms aanzienlijke aantallen verder op zee voor. Vanaf K14 zijn de hoogste aantallen drieteenmeeuwen in het najaar gezien, met een dichtheid van 0,2 vogels/km² (Fijn *et al.* 2012).

Kokmeeuwen steken jaarlijks in grote aantallen over naar Engeland. De gemiddelde dichtheid op basis van MWTL-/ESAS-tellingen komen neer op respectievelijk 0,02 en 0,0 vogels/km² voor kavels I en II van IJmuiden Ver.

Stormmeeuwen komen in een brede band voor de Nederlandse kust voor (vooral in de winter). Het plangebied ligt buiten het kerngebied. In IJmuiden Ver zijn ze tijdens de tellingen in relatief lage dichtheden van 0,03 vogels/km² in beide kavels gezien. Dit komt overeen met tellingen vanaf K14, waar een gemiddelde dichtheid van 0,02 vogels/km² werd gevonden (Fijn *et al.* 2012).

Dwergmeeuwen komen in Nederland vooral voor als trekvogel. In het plangebied leveren geïnterpoleerde dichtheden een waarde van 0,2 vogels/km² op voor beide kavels. Vanaf



K14 zijn dwergmeeuwen ook alleen in de trekperiode, maar in zeer lage aantallen, waargenomen (Fijn *et al.* 2012).

Sterns

Sterns komen met name in de trektijd voor langs de Nederlandse kust. Grote sterns komen met name gedurende de voorjaarstrek met een gemiddelde dichtheid van 0,2 vogels/km² in beide kavels voor volgens de MWTL-tellingen in deze periode. Als jaargemiddelde geldt een dichtheid van 0,03 vogels/km². Deze grote sterns zijn niet alleen afkomstig uit Nederland maar ook uit een groot deel van de Noordwest-Europese metapopulatie. Grote sterns werden vanaf K14 in zeer lage aantallen waargenomen (Fijn *et al.* 2012).

Vogels die ten noorden van Nederland broeden, zoals visdieven en noordse sterns uit Schotland, IJsland en Scandinavië, en tevens zwarte sterns uit Oost-Europa, trekken ver over zee en kunnen het windenergiegebied kruisen. Deze vogels kunnen ook ver op zee bezig zijn met de balts (Camphuysen 1991) of na het broedseizoen hier enige tijd in groepen verblijven (Camphuysen & Winter 1996). Dwergsterns zijn in voorkomen en trek op de Noordzee beperkt tot estuaria en de kustzone. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen komen zwarte sterns en dwergsterns in kavels I en II van IJmuiden Ver niet voor. Ook tijdens tellingen vanaf K14 zijn beide soorten niet waargenomen (Fijn *et al.* 2012). Volgens de MWTL-/ESAS-tellingen bedraagt de gemiddelde dichtheid van de soortgroep visdief/noordse stern 0,03 vogels/km² in kavels I en II van IJmuiden Ver. Vanaf K14 werden visdief en noordse stern met name in het voorjaar gezien, maar in zeer lage aantallen (Fijn *et al.* 2012).

Alkachtigen

Vier soorten alkachtigen komen regulier op zee op het NCP voor. Alk en zeekoet kunnen in de Zuidelijke Bocht in internationaal belangrijke aantallen overwinteren (1 tot 2% van de populaties). Vooral aan het eind van de winter kunnen de aantallen in de Zuidelijke Bocht sterk oplopen. Papegaaiduiker en kleine alk verkiezen meestal helderder water verder noordwestelijk op het NCP en komen in de Zuidelijke Bocht alleen tijdens invasies in vrij grote aantallen voor (Camphuysen & Leopold 1996, Camphuysen 2008). Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van zeekoeten en alken respectievelijk 2 en 0,7 vogels/km² in kavel I van IJmuiden Ver en respectievelijk 1,9 en 0,6 vogels/km² in kavel II. Op basis van de MWTL-/ESAS-tellingen bedroeg de gemiddelde dichtheid van papegaaiduikers 0,02 vogels/km² in beide kavels. Vergelijkbaar met tellingen vanaf K14, zijn papegaaiduikers voornamelijk aan het begin van het jaar (februari) gezien (Fijn *et al.* 2012). De dichtheid van kleine alken was op basis van MWTL-/ESAS-tellingen 0,0 in iedere maand in kavel I en alleen in oktober/november was deze 0,1 in kavel II. Ook dit is vergelijkbaar met tellingen vanaf K14, waar zeer lage aantallen kleine alken in het najaar werden gezien (Fijn *et al.* 2012).



Tabel 6.1a Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in kavel I van IJmuiden Ver. Tweemaandelijks dichtheden zijn bepaald op basis van MWTL-/ESAS-tellingen conform Rijkswaterstaat (2015) voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergster en kleine alk, en conform Potiek et al. (2022b) voor de andere soorten.

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



Tabel 6.1b Geïnterpoleerde dichtheden van vogels in kavel II van IJmuiden Ver. Tweemaandelijks dichtheden zijn bepaald op basis van MWTL-/ESAS-tellingen conform Rijkswaterstaat (2015) voor fuut, grauwe pijlstormvogel, noordse pijlstormvogel, stormvogeltje, vaal stormvogeltje, kuifaalscholver, grote zee-eend, kokmeeuw, stormmeeuw, dwergstern en kleine alk, en conform Potiek et al. (2022b) voor de andere soorten.

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

6.1.2 Broedende (kolonie)vogels

Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zouden in potentie kunnen optreden voor broedende kolonievogels uit Natura 2000-gebieden. In deze paragraaf wordt per soort gekeken of broedende vogels vanuit Natura 2000-gebieden, met een instandhoudingsdoelstelling voor die soort als broedvogel, het windenergiegebied als foerageergebied zullen bereiken. Dit wordt meestal gedaan op basis van foerageerranges die zijn verkregen vanuit het literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019), waardoor de foerageerranges dus altijd op meerdere bronnen zijn gebaseerd.



Tabel 6.2 Samenvattende tabel van beschikbare informatie over foerageerrange van kolonievogels broedend rond de Zuidelijke Noordzee op basis van de reviews van Woodward *et al.* (2019). Voor stormmeeuw wordt ook gerefereerd aan Thaxter *et al.* (2012a).

soort	gemiddelde afstand tot kolonie	gemiddeld maximale afstand tot kolonie per tocht	maximale afstand tot kolonie
jan-van-gent	120	315	709
aalscholver	7	26	35
noordse stormvogel	135	542	2736
drieteenmeeuw	55	156	770
kokmeeuw*	7	19	19
stormmeeuw* [^]	25 / NA [°]	50	50
kleine mantelmeeuw	43	127	533
zilvermeeuw [^]	15	59	92
grote mantelmeeuw*	17	73	73
dwergstern	3.5	5	5
noordse stern	6	26	46
visdief	6	18	30
grote stern	9	34	80
zeekoet	33	73	338
alk	61	89	313

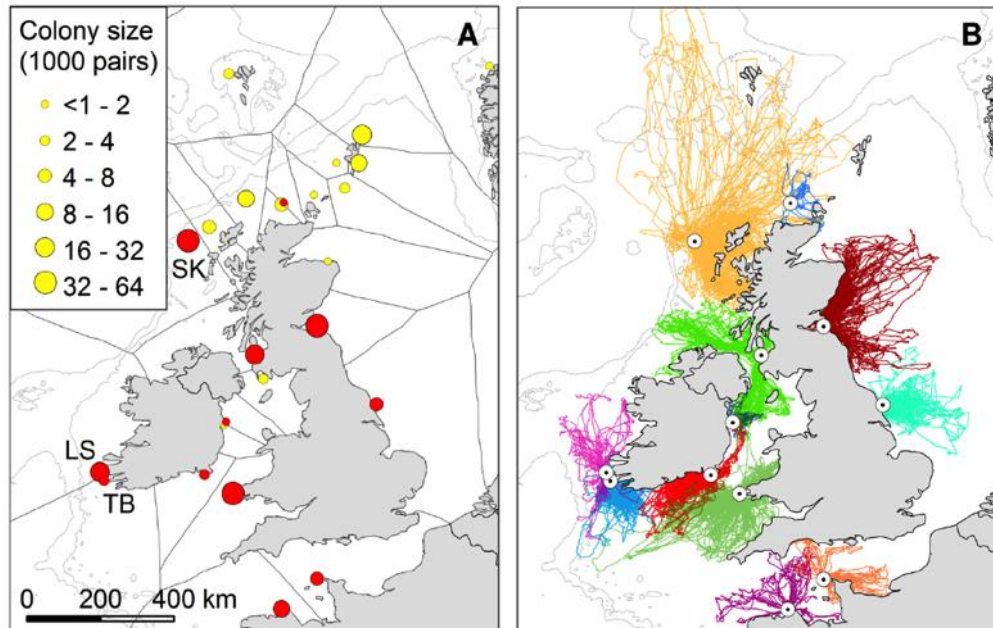
* geen bewijs op basis van tracking data met radiozenders of GPS-dataloggers

[^] Vogels uit Nederlandse kolonies hebben veel meer kustgebonden verspreiding

[°] Thaxter *et al.* (2012a) rapporteren een waarde van 25 rapporten, maar Woodward *et al.* (2019) vermelden hier NA vanwege andere interpretatie van de data

Jan-van-gent

De dichtstbijzijnde kolonies jan-van-genten ten opzichte van het windenergiegebied Hollandse Kust (west) liggen in het Verenigd Koninkrijk (Bempton Cliffs, Bass Rock), Frankrijk (Rouzic - Sept-Îles), Guernsey (Alderney) en Duitsland (Helgoland). De jan-van-gent is een zeevogel die tijdens het broedseizoen lange foerageervluchten maakt op zee om voedsel te zoeken voor hun jongen. Ze kunnen lange afstanden afleggen door hun hoge vliegsnelheid, energiezuinige vliegwijze en lange tripduur. Foerageertochten van meer dan 1.000 km per tocht en een maximale foerageerrange van 640 km zijn vastgesteld in het verleden (e.g. Garthe *et al.* 2007a en 2007b, Hamer *et al.* 2007, Votier *et al.* 2010, Wanless 1984), echter dit zijn waarschijnlijk uitzonderingen. Recent onderzoek met behulp van telemetrische-methodes (o.a. Wakefield *et al.* 2013) heeft er namelijk voor gezorgd dat er momenteel een veel nauwkeurigere schatting kan worden gemaakt van de gemiddelde en maximale foerageerafstand van broedende jan-van-genten (figuur 6.1).



Figuur 6.1 Ligging van kolonies (A) en foerageervluchten (B) van jan-van-genten in de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (west). Let op dat de kolonie op Helgoland niet is afgebeeld. Afbeelding overgenomen uit Wakefield *et al.* (2013).

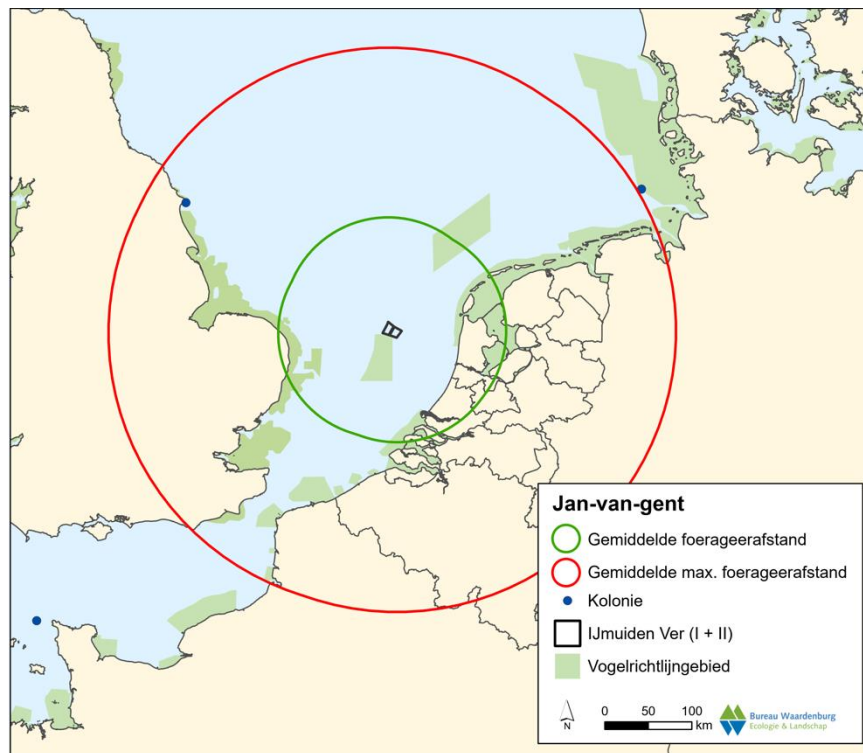
Gebaseerd op de maximale vliegsnelheid en de duur van foerageertrips suggereerde Nelson (1978) een foerageerrange van 320 – 480 km voor broedende jan-van-genten, echter door Hamer *et al.* (2000, 2001, 2006) werd aangetoond dat de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten tijdens een foerageervlucht veel lager is dan wat ze potentieel kunnen behalen. Als gevolg hiervan zijn ook hun foerageerranges een stuk kleiner. Gebaseerd op de gemiddelde vliegsnelheid van jan-van-genten en de gemiddelde tripduur werden gemiddelde foerageerranges berekend door Lascelles *et al.* (2012) voor Bempton Cliffs (40 km met 90% binnen de 91 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Bass Rock (70 km met 95% binnen de 135 km, gebaseerd op gegevens van Nelson 1978), Ailsa Craig (87,5 km met 85% binnen de 135 km), St. Kilda (148 km met een maximum van 170 km, gebaseerd op Wanless 1981) en Hermaness (92 km met een maximum van 190 km; Garthe *et al.* 1999).

In enkele meer recente studies is in detail gekeken naar foerageerranges van jan-van-genten met behulp van satellietzenders en GPS-loggers. Op Bass Rock bleken jan-van-genten een foerageerrange van 155 ± 65.3 km (range 68-276 km) te hebben (Hamer *et al.* 2009), terwijl in een andere studie op Bass Rock de gemiddelde foerageerrange van jan-van-genten 232 ± 95 km (range 39 – 540 km) bedroeg (Hamer *et al.* 2000, 2001, 2006). Vogels uit de Ierse kolonie van Great Saltee foerageerden zelfs nog veel dichterbij de kolonie met een gemiddelde foerageerrange van 89 ± 49 km (14 – 293 km; Hamer *et al.* 2001, 2006). Jan-van-genten uit de kolonie van Rouzic, Frankrijk hadden een gemiddelde foerageerrange van 100 km (range: 40 – 176) buiten de kolonie (Grémillet *et al.* 2006). Eén jan-van-gent uit de kolonies op Alderney (7.500 paar) maakte een tocht van 340 km, echter de meeste tochten waren (veel) korter. Uit een studie met GPS-loggers op 14 jan-van-genten uit de kolonie van Bempton Cliffs bleek dat de gemiddelde foerageerrange $63,6 \pm 8,9$ km (range 8 – 308 km) bedroeg (Langston & Boggio 2011). Een gemiddelde van alle



studies waarbij foerageerranges van jan-van-genten zijn berekend leverde een gemiddelde foerageerafstand van 120 km op en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 315 km (Woodward *et al.* 2019).

Op basis van deze foerageerranges zouden jan-van-genten uit de Engelse kolonie van Bempton Cliffs in het SPA (Special Protection Area; voormalig Natura 2000-gebied) Flamborough and Filey Coast het windenergiegebied kunnen bereiken (figuur 6.2). Echter, uit een driejarige studie met GPS-loggers op jan-van-genten uit deze kolonie bleek dat de gemiddelde foerageerrange van deze vogels slechts 43 km bedroeg (Langston *et al.* 2013). Hierdoor kunnen foerageertochten van individuen vanuit dit gebied als incidenteel beschouwd worden en zal de jan-van-gent als broedvogel **niet** worden behandeld in voorliggend rapport.



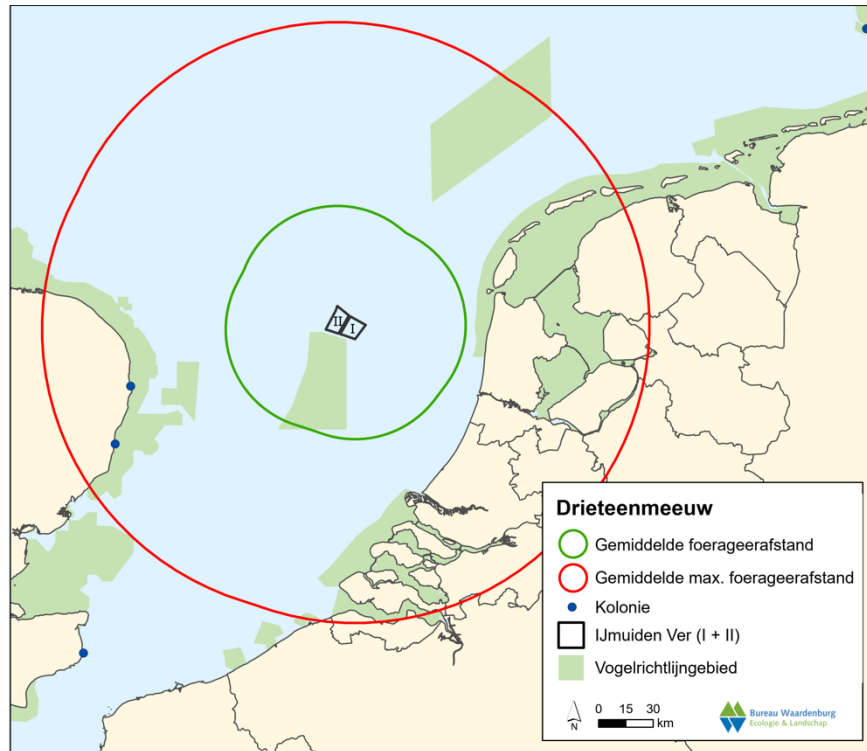
Figuur 6.2 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van jan-van-gent (120 en 315 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Drieteenmeeuw

Drieteenmeeuwen hebben potentieel de grootste foerageerrange van alle meeuwensoorten, echter de grootste afstanden worden voor deze soorten gevonden in gebieden grenzend aan grote oceanen. De meest recente studies aan de foerageerrange van drieteenmeeuwen zijn alle gedaan met behulp van GPS-loggers (b.v. Robertson *et al.* 2014; Ponchon *et al.* 2017). Op basis van een gemiddelde foerageerrange van 55 km en een gemiddelde maximale foerageerrange van 156 km liggen enkel een aantal kolonies aan de Engelse kust dichtbij genoeg om het windpark te bereiken (Woodward *et al.* 2019, figuur 6.3). Echter bevinden deze kolonies zich niet in Natura 2000-gebieden en hebben geen beschermde status onder het regime van gebiedsbescherming.



Aanvaringslachtoffers uit kolonies drieteenmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.3 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van drieteenmeeuw (55 en 156 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

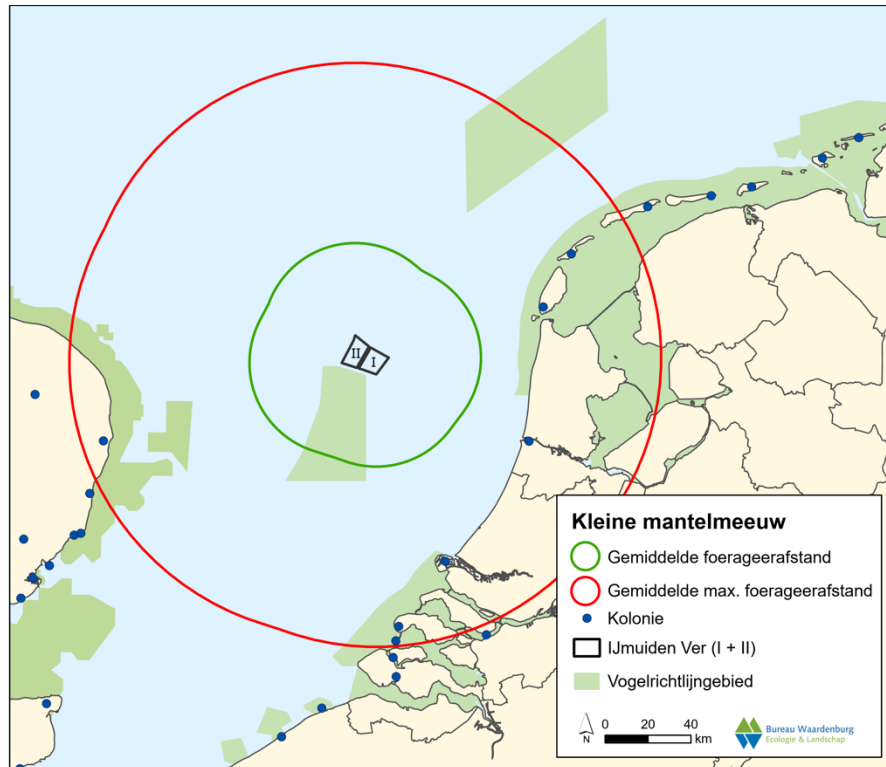
Kleine mantelmeeuw

Kleine mantelmeeuwen zijn zeer goede vliegers (Camphuysen 1995, Ens 2007, Ens *et al.* 2009) en foerageren als enige van de Nederlandse meeuwen ver buiten de kustzone. Op basis van GPS-logger onderzoek is een gemiddelde range van 72 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 141 km (Thaxter *et al.* 2012a, 2012b, 2015). Uit GPS-logger onderzoek aan foeragerende kleine mantelmeeuwen op Texel (Camphuysen 2011) is gebleken dat individuen vanuit die kolonie een *gemiddelde foerageerafstand* van 80 km buiten de kolonie heeft. Bij een ander onderzoek in een kolonie in het Natura 2000-gebied Krammer-Volkerak was 95% van de foerageertochten echter korter dan 25 km. Door een review van meerdere onderzoeken is uiteindelijk een gemiddelde en gemiddelde maximale foerageerafstand van 43 en 127 km respectievelijk bepaald (Woodward *et al.* 2019).

Op basis hiervan ligt het windenergiegebied binnen het bereik van meerdere kolonies (figuur 6.4). Tochten met een lengte van de maximale foerageerafstand zijn waarschijnlijk incidenteel en kunnen niet beschouwd worden als gebruikelijk foerageergedrag. Daarnaast zal een deel van de vogels die het windenergiegebied bereiken uit andere gebieden komen (bijvoorbeeld IJmuiden en Tweede Maasvlakte) die niet als Natura 2000-gebied aangewezen zijn voor kleine mantelmeeuwen. Echter kunnen kleine mantelmeeuwen uit kolonies van de Natura 2000-gebieden Waddenzee, Duinen en Lage Land Texel en Duinen



Vlieland het windenergiegebied wel bereiken. Daardoor zullen aanvaringssslachtoffers uit deze drie gebieden **wel** worden meegenomen in voorliggend rapport.



Figuur 6.4 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van kleine mantelmeeuw (43 en 127 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zilvermeeuw

Zilvermeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Uit het literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019) is een gemiddelde range van 15 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 59 km. In 2013 is voor het eerst gestart om zilvermeeuwen uit te rusten met GPS-loggers. Mede hieruit bleek dat de soort een kustgebonden verspreiding heeft tijdens het broedseizoen en daarnaast voornamelijk in het binnenland foerageert (Camphuysen *et al.* 2008, Gyimesi *et al.* 2016a). De maximale foerageerafstand is echter groot. Vogels vanuit Texel bleken tot in Amsterdam te foerageren. In België werden voor de zilvermeeuw vergelijkbare afstanden gevonden, echter wel iets verder op zee.

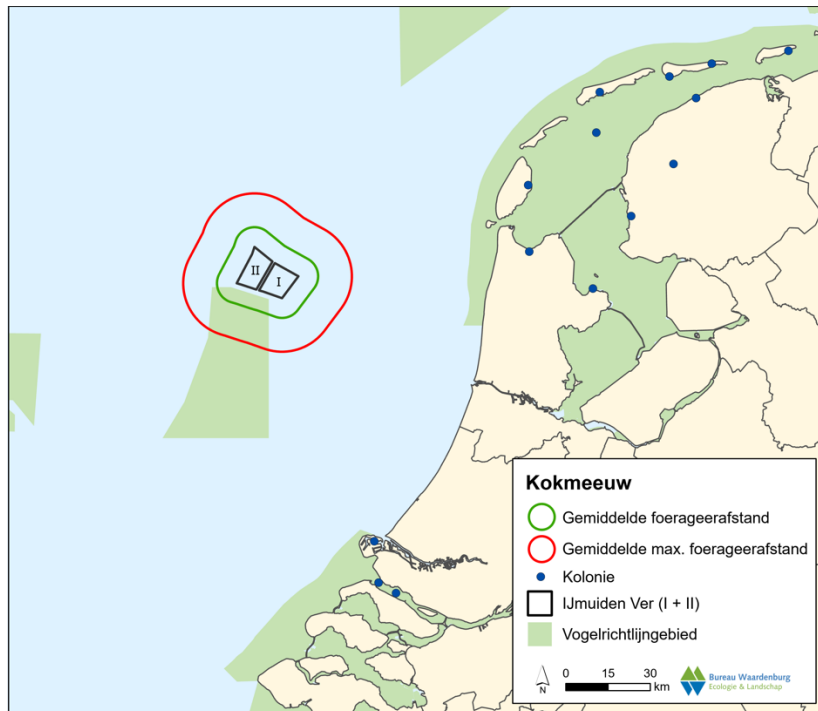
Het windenergiegebied ligt op basis van foerageerranges te ver van zilvermeeuw kolonies om foeragerende zilvermeeuwen gedurende het broedseizoen te verwachten (figuur 6.5). Tijdens MWTL/ESAS tellingen zijn ook nauwelijks zilvermeeuwen tijdens het broedseizoen gezien binnen het plangebied. Aanvaringssslachtoffers uit kolonies zilvermeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.5 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van zilvermeeuw (15 en 59 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Kokmeeuw

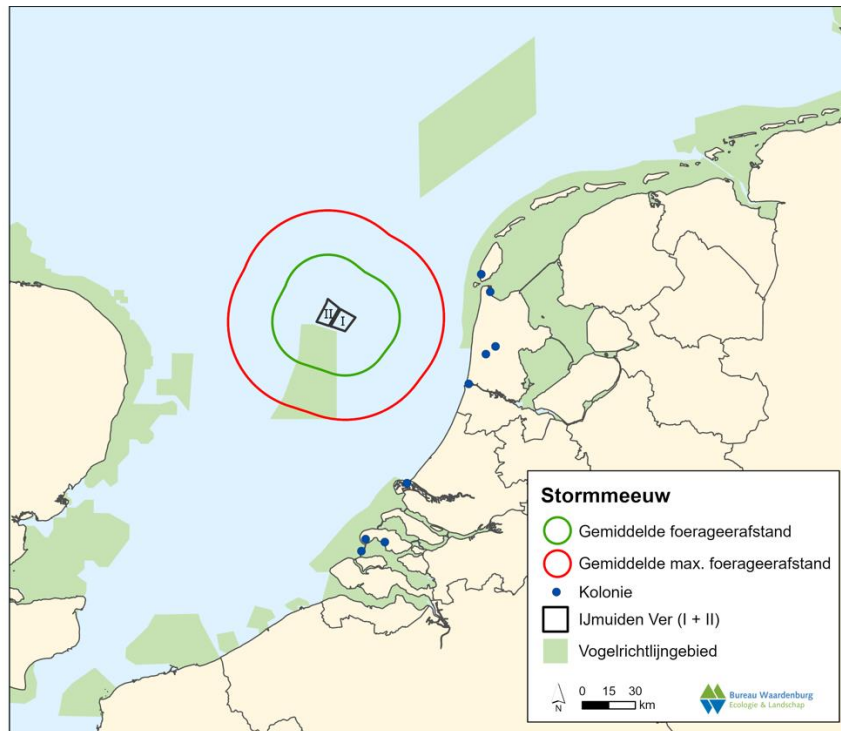
Kokmeeuwen foerageren uitsluitend in de kustzone. Foerageerranges kunnen meer dan tien kilometer buiten de kolonie zijn (Van der Hut *et al.* 2007), echter de range op zee is beperkt. Op basis van literatuuronderzoek werd een gemiddelde foerageerafstand van 7 km en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 18.5 km vastgesteld. Tijdens ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen zijn zeer kleine aantallen kokmeeuwen waargenomen in Kavel I van IJmuiden Ver en niet in Kavel II. Dit was echter met name buiten het broedseizoen (augustus/september). Bovendien liggen er geen kolonies binnen het bereik van het gebied van IJmuiden Ver (figuur 6.6). Aanvaringssslachtoffers uit kolonies kokmeeuwen worden daarom **niet** behandeld in dit MER.



Figuur 6.6 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageer afstand van kokmeeuw (7 en 19 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Stormmeeuw

Net zoals bij kokmeeuwen, komen de hoogste dichtheden stormmeeuwen buiten het broedseizoen voor. In dit geval gaat het met name om overwinterende of overtrekkende vogels. Stormmeeuwen foerageren voornamelijk in de kustzone en hun range buiten de kolonie bedraagt 10 tot 20 km (Van der Hut *et al.* 2007). Op basis van literatuuronderzoek van Thaxter *et al.* (2012a) is een gemiddelde afstand van 25 km vastgesteld met een gemiddeld maximum van 50 km. Daarom is het niet aannemelijk dat broedende stormmeeuwen uit Natura 2000-gebieden foerageren in windenergiegebied IJmuiden Ver (figuur 6.7). Aanvaringslachtoffers uit kolonies stormmeeuwen worden daarom **niet** verder behandeld in dit MER.



Figuur 6.7 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van stormmeeuw (25 en 50 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Grote mantelmeeuw

Aan de Nederlandse en Zuid-Engelse kust broeden zeer kleine aantallen grote mantelmeeuwen. Van deze soort is weinig bekend over welke foerageerrange ze hebben. GPS-logger onderzoek bij 11 broedvogels aan de Engelse kust vond dat grote mantelmeeuwen bijna uitsluitend dichtbij de kust foerageerde, met een maximale foerageerrange van 20 km (Bogdanova *et al.* 2015; Leopold 2017). Het windenergiegebied IJmuiden Ver ligt daarmee waarschijnlijk buiten de foerageerafstand van grote mantelmeeuwen uit diverse gemengde meeuwenkolonies in Nederland. Bovendien zijn de aantallen grote mantelmeeuwen in die kolonies zeer klein en daarmee is ook het voorkomen op zee van foeragerende broedvogels minimaal. Ook liggen deze kolonies niet in beschermd Natura 2000-gebieden. Aanvaringslachtoffers uit kolonies grote mantelmeeuwen worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Aalscholver

In Nederland zijn foerageerafstanden van aalscholwers van 20 tot 30 km bekend uit het IJsselmeer (20-30 km; Voslamber 1988, Van Eerden & Voslamber 1995). Deze afstanden zijn gebaseerd op visuele waarnemingen, vliegsnelheid/tripduur, en studies met radiozenders. Met name op basis van deze laatste methode is een foerageerrange van enkele tientallen kilometers vanaf de kolonie vastgesteld. Ook in het Nederlandse Deltagebied zijn enkele kolonies aalscholwers waar onderzoek is gedaan naar de foerageerafstand van deze vogels. De meesten hiervan foerageren op de Noordzee (Fijn *et al.* 2014b). Dit onderzoek in de Voordelta heeft een maximale foerageerafstand van 28 km van deze broedkolonie aangetoond voor aalscholwers (Fijn *et al.* 2014b). Dit komt overeen met recent literatuuronderzoek waarbij een gemiddelde maximale



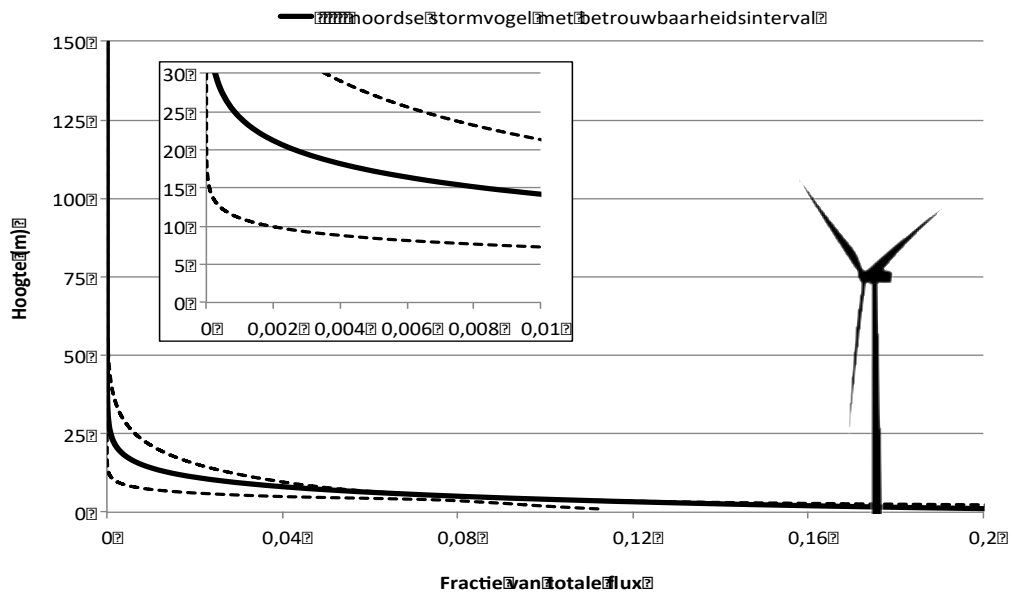
foerageerafstand van 26 km werd gevonden (Woodward *et al.* 2019). De gemiddelde foerageerafstand was 7 km.

De aalscholver broedt in toenemende mate in de Nederlandse duinen en wordt daardoor ook in steeds grotere aantallen op de Noordzee waargenomen. Temeer omdat op zee structuren zoals windturbines, goede mogelijkheden bieden voor de soort om tijdens het foerageren op te rusten. Aalscholvers kunnen niet lang op het water verblijven omdat hun verenkleed water opneemt. De aanwezigheid op zee kan worden verlengd door gebruik te maken van geschikte plaatsen om de veren te drogen, zoals platforms en ook windturbines op zee. Uit onderzoek blijkt dat in OWEZ, PAWP en Luchterduinen regelmatig aalscholvers foerageren (Leopold *et al.* 2011; Leopold *et al.* 2013b; Skov *et al.* 2015a; Skov *et al.* 2015b; Skov *et al.* 2016). Deze onderzoeken zijn echter deels in het winterhalfjaar uitgevoerd en ook in het broedseizoen zijn zeker niet alle aanwezige vogels afkomstig uit nabijgelegen (Noord-Hollandse) kolonies.

In het windenergiegebied van IJmuiden Ver zijn tijdens MWTL/ESAS tellingen geen aalscholvers waargenomen. De vraag is echter of dit na de constructie van het windpark zal veranderen om bovenstaande redenen. Zowel OWEZ, PAWP als Luchterduinen liggen namelijk allemaal aanzienlijk dicht bij de kust dan IJmuiden Ver. IJmuiden Ver ligt dusdanig ver uit de kust dat het buiten de maximale foerageerrange van aalscholvers ligt. Tot slot is niet bekend in welke mate de aalscholvers die de windparken bezoeken broedende vogels zijn. Daarom worden aanvaringsslachtoffers van aalscholvers uit kolonies **niet** verder behandeld in dit rapport.

Noordse stormvogel

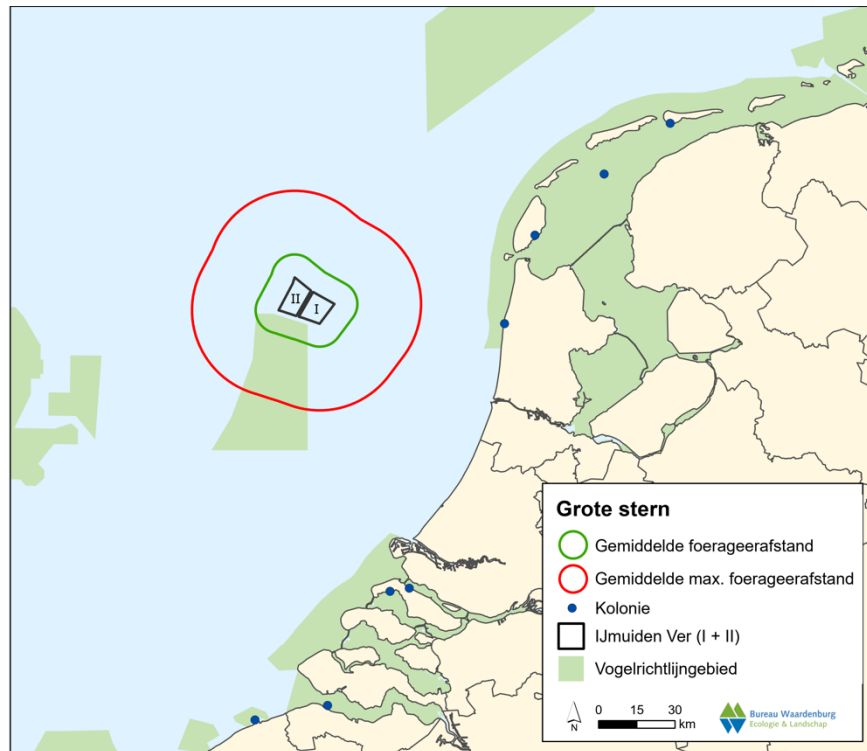
De noordse stormvogel heeft potentieel een grote foerageerrange vanuit de kolonie doordat ze meerdaagse trips kunnen maken. Maximale tripranges van enkele honderden tot meer dan duizend kilometer van de kolonie zijn in het verleden vastgesteld (b.v. Dunnet & Ollason 1982, Falk & Møller 1995). De meeste van deze informatie is gebaseerd op tripduur en vliegsnelheden, echter ook ringterugmeldingen tijdens een broedseizoen en moderne trackingtechnieken worden als bron gebruikt voor deze afstanden. De meeste recente gegevens bestaan uit metingen met behulp van GPS-loggers waarbij gemiddeld de foerageerrange kleiner is dan 100 km, met enkele uitschieters tot ongeveer 800 km van de kolonie (Edwards *et al.* 2013). Op basis van meerdere onderzoeken is een gemiddelde foerageerafstand van 135 km vastgesteld en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 542 km. Echter is de fractie die op rotorhoogte vliegt maximaal 0,0033 van de totale flux (figuur 6.8). De aantallen aanvaringsslachtoffers zullen hierdoor te verwaarlozen zijn. Aanvaringsslachtoffers uit kolonies van noordse stormvogels worden daarom verder **niet** behandeld in dit rapport.



Figuur 6.8 Hoogteverdeling van noordse stormvogels op basis van Johnston et al. (2014).

Grote stern

De grote stern broedt in enkele grote kolonies langs de Nederlandse kust en in recente jaren waren grote aantallen aanwezig in de Nederlandse Delta (Haringvliet, Grevelingen, Westerschelde). Grote sterns foerageren op zee, zowel in de kustzone als verder op zee. Op basis van meerdere onderzoeken werd een gemiddelde foerageerafstand van 9 km gevonden en een gemiddelde maximale foerageerafstand van 34 km. Onderzoek met GPS-loggers naar grote sterns in de Voordelta wijst uit dat de grens van reguliere foerageervluchten op 35 kilometer van die kolonie ligt (Poot *et al.* 2013b, Fijn *et al.* 2014a). Bij recent grote stern onderzoek met GPS-loggers in Norfolk, Verenigd Koninkrijk werd een gemiddelde foerageerafstand vastgesteld van 31 km (max 89 km) (Green *et al.* 2018). Wij gaan echter op basis van de verschillende gegevens uit Nederlandse kolonies ervan uit dat Kavel I en Kavel II van windenergiegebied van IJmuiden Ver buiten bereik van grote stern kolonies ligt (figuur 6.9). Aanvaringslachtoffers van grote sterns uit kolonies in Natura 2000-gebieden worden daarom **niet** in dit MER behandeld.



Figuur 6.9 Buffer met gemiddelde en gemiddeld maximale foerageerafstand van grote stern (9 en 34 km) rond windenergiegebied IJmuiden Ver.

Dwergstern

Foerageerranges van dwergsterns werden op basis van twee onderzoeken bij de kolonie van Scrobby Sands vastgesteld door middel van radiozenders, welke vervolgens werden bevestigd door visuele waarnemingen. Deze range was gemiddeld ongeveer 3 km van de kolonie (max 5 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 5 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van dwergsterns is uitgesloten dat broedende dwergsterns vluchten maken door dit gebied. 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 dicht bij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Op basis van verschillende onderzoeken was de foerageerrange gemiddeld 6 km van de kolonie (max 46 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 26 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van noordse sterns is uitgesloten dat broedende noordse sterns foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers uit kolonies noordse sterns worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.



Visdief

Ook visdieven foerageren relatief dicht bij hun broedkolonies en daarmee voornamelijk in de kustzone. Literatuuronderzoek van Woodward *et al.* (2019) leidde tot een gemiddelde foerageerrange van 6 km (max 30 km) en een gemiddelde maximale afstand van 18 km. Uit onderzoek met radiozenders in de Voordelta is gebleken dat visdieven hier voornamelijk in de zeer nabije kustzone foerageren, en dan met name in de uitstroomopeningen van de verschillende dammen in de Nederlandse delta (Poot *et al.* 2013b). Gezien de grote afstand van het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde visdievenkolonies is uitgesloten dat broedvogels vluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers uit kolonies visdieven worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Zeekoet

Zeekoeten hebben relatief grote foerageerranges en op basis van onderzoek met radiozenders en GPS-loggers in het Verenigd Koninkrijk is berekend dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 33 km (max 338 km) van de kolonie is met een gemiddeld maximum van zo'n 73 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van beide kavels in het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van zeekoeten, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort door dit gebied vliegen. Aanvaringslachtoffers uit kolonies zeekoeten worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

Alk

Op basis van waarnemingen en onderzoek met radiozenders en GPS is in het Verenigd Koninkrijk vastgesteld dat de gemiddelde foerageerafstand ongeveer 61 km van de kolonie is (max 313 km) met een gemiddeld maximum van zo'n 89 km (Woodward *et al.* 2019). Gezien de grote afstand van beide kavels in het windenergiegebied IJmuiden Ver tot de dichtstbijzijnde kolonies van alken, is uitgesloten dat broedvogels van deze soort foerageervluchten maken door dit gebied. Aanvaringslachtoffers uit kolonies alken worden daarom verder **niet** behandeld in dit MER.

6.1.3 **Seizoenstrek**

Over de Noordzee trekken jaarlijks vele miljoenen vogels, waaronder typische zeevogels maar ook landvogels onderweg van broedgebieden naar overwinteringsgebieden en *vice versa* (o.a. Lensink & Van der Winden 1997, Exo *et al.* 2002, LWVT/SOVON 2002, Krijgsveld *et al.* 2011, Hill *et al.* 2014). Een aantal soorten passeert het plangebied in zeer grote aantallen, dan wel een substantieel deel van de biogeografische populatie kan het plangebied aandoen. Voor trekvogels is dit, met het oog op uitwijkgedrag, het gebied binnen een straal van enkele kilometers rondom het windenergiegebied IJmuiden Ver. Onder een 'zeer groot aantal' en 'substantieel deel van de biogeografische populatie' wordt in eerste instantie uitgegaan van een aantal van minimaal 10.000 vogels. De 1%-norm uit de Ramsar-conventie biedt het beste houvast om aan te geven of het een substantieel deel van de populatie betreft.

Er zijn grote verschillen in gedrag, vlieghoogtes en intensiteit tussen de verschillende soortgroepen. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van welke soorten



trekvogels, met welke intensiteit, op welke hoogte en in welke richtingen door windenergiegebied IJmuiden Ver vliegen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de meest recente bronnen over vogeltrek over de Noordzee. Het gaat hierbij om rapporten die voortkomen uit het monitoringsprogramma rond OWEZ (Leopold *et al.* 2004, 2010, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011), vliegtuigtellingen uit het Shortlist Masterplan (Poot *et al.* 2011a), monitoringsrapporten van boottellingen in de Belgische EEZ (Vanermen *et al.* 2013) en enkele notities over vogeltrek over de Noordzee (Jaspers Faijer & van Dam 2013, Leopold *et al.* 2013c, Poot 2013, Fijn & Poot 2014). Daarnaast is ook teruggerepen op oudere bronnen zoals Camphuysen & van Dijk (1983), Platteeuw (1991), Platteeuw *et al.* (1994), Lensink & van der Winden (1997), Bijlsma *et al.* (2001) en LWVT/SOVON (2002).

Soortenspectrum

Boven windenergiegebied IJmuiden Ver trekken jaarlijks tientallen miljoenen vogels waarin grofweg drie hoofdgroepen trekvogels zijn te onderscheiden: zeevogels, kustvogels en landvogels. In tabel 6.3 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste soorten voor het windenergiegebied IJmuiden Ver.

Zeevogels

Boven windenergiegebied IJmuiden Ver zijn zeevogels door hun relevantie in relatie tot de natuurwetgeving de belangrijkste groep. Op basis van bovenstaande bronnen en expert judgement is kwalitatief aan te geven welke soorten in deze categorie vallen. Met aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid trekken de volgende soorten in substantiële aantallen door het windenergiegebied IJmuiden Ver: noordse stormvogel, jan-van-gent, grote jager, kleine jager, dwergmeeuw, kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, noordse stern, zeekoet en alk. Met name grote jager en dwergmeeuw zijn interessant binnen deze kaders omdat deze soorten in vooral in het voorjaar (dwergmeeuw) en najaar (grote jager) tot ver uit de kust doortrekken en relatief kleine biogeografische populaties kennen.

Kustvogels

Naast de zeevogels die voornamelijk boven open zee trekken en uitsluitend met harde aanlandige wind dicht langs de kust vliegen, is er ook een aantal soorten die uitsluitend in een zone van een tiental kilometers gerelateerd aan de kust vliegen. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om soorten als roodkeelduiker, parelduiker, zwarte zee-eend, grote zee-eend, aalscholver, kokmeeuw, zilvermeeuw, stormmeeuw, visdief en in mindere mate soorten als zwarte stern en diverse soorten steltlopers.



Tabel 6.3 Overzicht van meest voorkomende trekvogelsoorten in drie hoofdgroepen boven windenergiegebied IJmuiden Ver.

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



koperwiek	1	2/3	-
merel	1	2/3	-
zanglijster	1	2/3	-
spreeuw	1	2/3	-
veldleeuwerik	1	2/3	-
graspieper	1	2/3	-
roodborst	1	2/3	-
vink	1	2/3	-

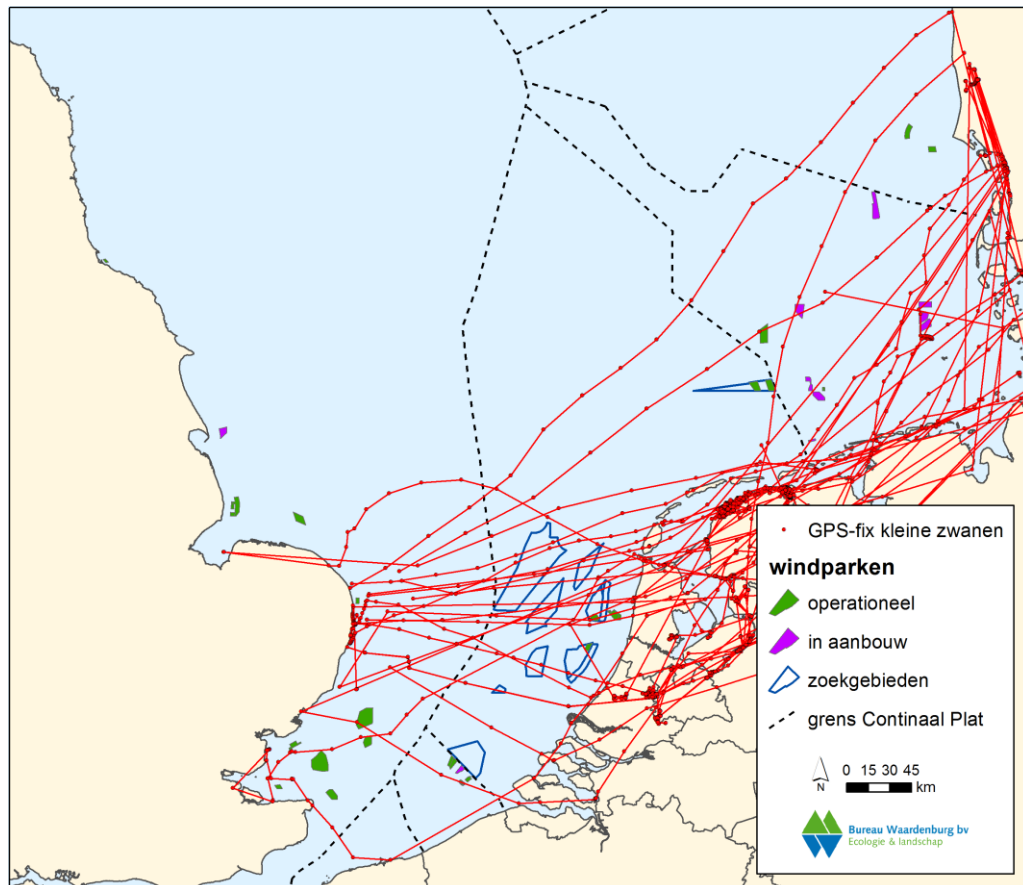
* 1 = in lage aantallen..., 2 = middelhoge aantallen..., 3 hoge aantallen t.o.v. totale trekstroom

** 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 spreeuw, vink, merel, koperwiek, (gras)pieper en in mindere mate om soorten als roodborst en zwartkop. Daarnaast trekken ook diverse soorten watervogels over de Noordzee. Het gaat hierbij met name om ganzen (grauwe, kleine riet-, brand- en rotgans), zwanen (kleine en wilde zwaan), eenden (zoals smient, topper en kuifeend) en diverse soorten steltlopers (zoals rosse grutto, tureluur, bonte strandloper, zilverplevier uit het zoute milieu en kievit, watersnip en houtsnip uit het zoete/land milieu). Door de kleine populatieomvang van kleine zwaan en de belangrijke functie die Nederland en het oosten van Engeland hebben voor deze soort is een goede beoordeling van belang. Onderzoek met GPS-loggers aan kleine zwanen laat zien dat de oversteek tussen Engeland en Nederland langs de hele Noordzeekust plaats kan vinden (Griffin *et al.* 2016). De trekroutes liggen echter meer geconcentreerd langs de noordelijke helft van het land (figuur 6.4) en daarmee ligt IJmuiden Ver in de trekroute van deze soort.



Figuur 6.4 Oversteek van gezenderde kleine zwanen tussen Engeland en Nederland met Nederlandse geplande en al operationele offshore windparkgebieden en buitenlandse windparkgebieden (groen) Bron: Gyimesi et al. 2017b.

Vliegintensiteit

Zee- en kustvogels

De totale ordegrrootte van de vogeltrek boven de Noordzee ligt rond de 65 miljoen vogels, waarvan naar schatting slechts ongeveer 1 miljoen 'echte zeevogels' (Lensink & van der Winden 1997). Per soort zal de ordegrrootte van langstreckende exemplaren door windenergiegebied IJmuiden Ver vele duizenden vogels per soort kunnen zijn. Het is daarnaast niet ondenkbaar dat ook een zeer groot deel van de totale biogeografische populatie van sommige soorten door het gebied heen trekt, zoals bijvoorbeeld van grote jager, kleine jager en dwergmeeuw.

Specifieke trekbanen of zogeheten 'migration corridors' met hogere trekdichtheden dan andere stukken zijn niet bekend uit het gebied. Naar verwachting vertonen dus alle zeevogels hier breed-front trek vanuit het Kanaal de Noordzee op (bijvoorbeeld noordse stormvogels, jan-van-genten, meeuwen, sterns, jagers en alkachtigen in het voorjaar, en kleine aantallen pijlstormvogels in de nazomer) en *vice versa* vanuit de Noordzee het Kanaal in (alle noordelijk broedende zeevogels in het najaar). Het is in theorie mogelijk dat het toekomstige windpark Hollandse Kust (west) ten oosten-zuidoosten van windenergiegebied IJmuiden Ver zorgen voor verdichting van trekbanen door macro-



vermijdingsgedrag (Krijgsveld *et al.* 2011, Plonckzier & Simms 2012), maar op dit moment is hier niets over bekend.

Radarstudies in de afgelopen decennia hebben laten zien dat de dichtheid aan vliegende vogels direct onder de kust hoger is en dat deze dichtheid met toenemende afstand tot de kust afneemt (van Gasteren *et al.* 2002, Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). In een studie van de luchtmacht bij IJmuiden is de verhouding tussen de vliegintensiteit boven de kustlijn, op 3 km en op 10 km ongeveer 10 : 4-6 : 0,5-2. Hierin zijn alle vliegbewegingen van vogels meegenomen, echter deze afstanden staan nog niet in verhouding van de afstand van IJmuiden Ver tot de kust. De afnemende gradiënt van vliegintensiteit met toenemende afstand tot de kust komt voor een deel op het conto van lokale vliegbewegingen, laag en dicht onder de kust, maar ook doordat kustvogels (met name steltlopers en watervogels) bijna uitsluitend door de kustzone trekken. Worden de bewegingen in de onderste luchtlaag niet meegenomen (daarmee concentrerend op uitsluitend trekvogels), dan is de verhouding tussen de uitersten minder uitgesproken. Ook de studies binnen het monitoringsprogramma rond OWEZ komen tot de conclusie dat de dichtheid aan vogels 10 km uit de kust lager is dan direct onder de kust (Krijgsveld *et al.* 2011), en nog lager wordt het 80 km op zee (Fijn *et al.* 2012). De radarstudie op de Pier van IJmuiden heeft laten zien dat de stroom watervogels die evenwijdig aan de kust trekt tot ongeveer 7 km reikt (van Gasteren *et al.* 2002). Steltlopers kunnen daarbij ook op grote hoogte vliegen. Voor het windenergiegebied IJmuiden Ver betekent dit specifiek dat het waarschijnlijk dermate ver op zee ligt dat het voorkomen van kustvogels verwaarloosbaar is, en dat voornamelijk zeevogels en breed-front trek van landvogels relevant zijn (zie tabel 6.3).

In het verleden is de vliegactiviteit overdag bepaald op diverse plaatsen langs de kust en vanaf enkele platforms op zee (Krijgsveld *et al.* 2005, 2011, Fijn *et al.* 2012). De vliegactiviteit van vogels, ofwel "flux" (vogels die per uur een denkbeeldige lijn van een kilometer haaks op de vliegrichting passeert), varieert in de loop van het jaar voor de meeste soorten. Gemiddelde fluxen per maand variëren over het algemeen van 0 tot meer dan honderd vogels per uur per strekkende km.

De meest recente inschattingen van vliegactiviteit van trekvogels op rotorhoogte in de Nederlandse Noordzee zijn studies, waarin vanuit de radar en visuele gegevens verzameld in windpark OWEZ en op boorplatform K14 inschattingen zijn gemaakt van de aantallen vogels op rotorhoogte (Fijn *et al.* 2012, 2015a). Hieruit blijkt dat in OWEZ gemiddeld 35 vogels per kilometer per uur op rotorhoogte door het park heen vliegen (maximaal meting van 733 per km per uur op een nacht in oktober), maar op K14, ca. 80 km uit de kust de vliegintensiteit 55% lager ligt (Fijn *et al.* 2012). Hieruit kon worden geconcludeerd dat in totaal ongeveer ca. 400.000 vogels, waarvan ca. 125.000 zangvogels per km per jaar langs K14 heenvlogen (Fijn *et al.* 2012). Omdat het K14 boorplatform op vergelijkbare afstand van de kust en relatief dichtbij windenergiegebied IJmuiden Ver ligt, gebruiken we in de huidige beoordeling metingen in K14 als best beschikbare gegevens.



'Landvogels': ganzen en zwanen

Rond K14 werden kolgans en rotgans met zekerheid gezien, en in de verte verschillende ongedetermineerde ganzen- en zwanensoorten (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (40% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen ganzen en zwanen ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van ruim 1.000 ganzen en zwanen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien voor windenergiegebied IJmuiden Ver geen specifieke fluxen van verschillende soorten ganzen en zwanen beschikbaar zijn, beschouwen we de schatting van Wright *et al.* (2012) voor de soortgroep ' ganzen en zwanen' als *worst case*-scenario en hanteren we deze schatting voor fluxen van deze soortgroep in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': eenden

Rond K14 werden bergeend, smient, wintertaling en middelste zaagbek gezien (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (15% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen eenden ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 60 eenden per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor eenden voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': reigers

Rond K14 zijn geen reigersoorten vastgesteld (Fijn *et al.* 2012), zodat geen aanvaringslachtoffers worden verwacht in windenergiegebied IJmuiden Ver.

'Landvogels': roofvogels en uilen

Rond K14 werden sperwer, torenvalk, blauwe kiekendief, smelleken en velduil vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Op basis van vlieghoogte data (50% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen roofvogels en uilen ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen- en terugreis) van afgerond 100 roofvogels en uilen per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor roofvogels en uilen voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': steltlopers

Rond K14 werden wulp, bonte strandloper, Kievit, scholekster, oeverloper, watersnip en houtsnip gezien (Fijn *et al.* 2012). De meerderheid van de steltlopers vliegt op (zeer) grote hoogte, of juist vlak boven het wateroppervlak. Op basis van vlieghoogte data (25% op rotorhoogte; Wright *et al.* 2012), de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen steltlopers ten opzichte van de totale flux (Fijn *et al.* 2012)



is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 300 steltlopers per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied berekend. Aangezien geen specifieke hoogteprofielen voor steltlopers voor windenergiegebied IJmuiden Ver bestaan en ook geen lokale fluxmetingen zijn gedaan, is dit ook de best mogelijke, kwantitatieve schatting voor fluxen in IJmuiden Ver (tabel 6.4).

'Landvogels': zangvogels

Rond K14 werden spreeuw, merel, koperwiek, kramsvogel, zanglijster, huiszwaluw, boerenzwaluw, witte kwikstaart, gele kwikstaart, rouwkwikstaart, waterpieper, oeverpieper, graspieper, veldleeuwerik, boomleeuwerik, roodborst, gekraagde roodstaart, bonte vliegenvanger, grauwe vliegenvanger, tjiftjaf, fitis, Pallas' boszanger, zwartkop, tuinfluiter, grasmus, goudhaan, bosrietzanger, sprinkhaanzanger, keep, sijs, vink, tapuit, Turkse tortel, houtduif, holenduif, roek, kauw, ortolaan en sneeuwgorst vastgesteld (Fijn *et al.* 2012). Vanwege de hoogteprofiel benadering is voor deze soortgroep een onderscheid te maken tussen de verschillende alternatieven in IJmuiden Ver. Hiervoor zijn de turbineafmetingen van 15 MW en 20 MW turbines genomen. Op basis van hoogteprofiel data in OWEZ, de totale gemeten flux (dag en nacht; Fijn *et al.* 2012) en het percentage waargenomen zangvogels ten opzichte van de dag flux en de aanname dat alle nachtelijke bewegingen zangvogels zijn (Fijn *et al.* 2012) is voor K14 na extrapolatie een jaarlijkse flux (heen en terugreis) van afgerond 100.000 (alternatief 1) en 125.000 (alternatief 2) zangvogels per strekkende kilometer op rotorhoogte door het gebied gemeten. Aangezien geen lokale fluxmetingen voor zangvogels zijn gedaan is dit ook de best mogelijke kwantitatieve schatting voor fluxen in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 6.4).

Tabel 6.4 Schatting van de flux van niet-zeevogels per strekkende km op rotorhoogte in windenergiegebied IJmuiden Ver, op basis van radarfluxen en procentuele soortgroepverdeling vastgesteld met behulp van visuele waarnemingen door Fijn et al. (2012) rond K14. Hiervoor is de meeste soortgroepen uitgegaan van fracties op rotorhoogte uit Wright et al. (2012). Voor zangvogels zijn twee alternatieven van IJmuiden Ver vermeld (alternatief 1 = 143 m ashoogte en 236 m rotordiameter; alternatief 2 = 165 m ashoogte en 280 m rotordiameter).

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

6.2 Vleermuizen

Zoals in § 3.2 is aangegeven zijn alleen effecten te verwachten op migrerende vleermuizen. Aanvaringssslachtoffers van lokale vleermuizen worden verder **niet** behandeld in dit MER.



6.2.1 Algemeen overzicht van vleermuizen tijdens seizoenstrek

Over de ligging van migratieroutes van vleermuizen is weinig bekend. Van een aantal, voornamelijk boomwonende, soorten is het bekend dat tijdens migratie lange afstanden worden afgelegd. Langeafstand migratie is goed gedocumenteerd voor rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis. Deze soorten trekken in de herfst vanuit Scandinavië, de Baltische staten en Rusland naar plaatsen in Europa met een zachter zeeklimaat (Rydell *et al.* 2014). Gedurende de trektijd worden lage aantallen ruige dwergvleermuizen vrijwel overal waargenomen, hetgeen duidt op breedfronttrek. De meeste vleermuissoorten volgen tijdens de seizoenstrek rivieren (Furmankiewicz & Kucharska 2009) en de kust (Petersons 2004, McGuire *et al.* 2012). Tijdens deze trek steken de dieren ook grote meren, de Oostzee en de Noordzee over. Migratie tussen Engeland en de Baltische Staten is zes keer en tussen Engeland en Nederland één keer bewezen voor de ruige dwergvleermuis door teruggevangen geringde dieren (Bat Conservation Trust 2017). Recentelijk zijn in Engeland gezenderde dieren in Nederland geregistreerd door het MOTUS systeem. Trek over de Noordzee blijkt binnen één nacht mogelijk. De benodigde vliegsnelheid hiervoor is hoger dan bekend voor de soort, zodat de dieren waarschijnlijk sterk profiteren van rugwind (Lagerveld 2021).

In het verleden zijn regelmatig vleermuizen aangetroffen op olieplatforms, windturbines en boten, soms tot ver buiten de kust (Boshamer & Bekker 2008, Ahlén *et al.* 2009, Petersen *et al.* 2014a). In de periode tussen 1988 en 2007 zijn 34 vleermuizen geregistreerd op platforms op zee in de Noordzee. In 76% van de gevallen ging het daarbij om ruige dwergvleermuizen. Deze kwamen ook op afstanden van 60 – 80 km uit de kust voor (Boshamer & Bekker 2008). Vleermuisactiviteit is diverse keren gemeten in windparken in de Noordzee (Lagerveld *et al.* 2021, 2022). In sommige windparken op zee in de Noordzee, zoals PAWP, zijn binnen een maand meer dan 100 vleermuisgeluiden opgenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013, Lagerveld *et al.* 2014, 2022). Ook vanuit de meetmast IJmuiden is de ruige dwergvleermuis vaak geregistreerd. De opnames vonden telkens plaats bij relatief windstil weer. Hierdoor is het waarschijnlijk dat het inderdaad om migratie gaat en niet uit op drift geraakte dieren, omdat dat laatste vooral bij harde wind verwacht zou worden. In de nazomer vonden de opnames voornamelijk plaats bij wind uit oostelijke richting. De tijd van het jaar van de opnames (mei, half aug–half okt) komt overeen met de migratieperiode.

In de Nederlandse windparken OWEZ en PAWP zijn ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen (Jonge Poerink *et al.* 2013, Lagerveld *et al.* 2015). Deze parken liggen dicht bij de kust dan windenergiegebied IJmuiden Ver. De meest recente metingen van WMR geven aan dat 95% van de geregistreerde vleermuisactiviteit in de Noordzee bestaat uit ruige dwergvleermuizen en een paar procent uit rosse vleermuizen. Het resterende kleine deel bestaat uit tweekleurige vleermuis, bosvleermuis, noordse vleermuis, laatvlieger en gewone dwergvleermuis. Omdat deze laatste groep soorten slechts incidenteel en in zeer kleine aantallen boven de Noordzee is waargenomen, zijn aanvaringslachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver te beschouwen als incidenten (<1 slachtoffer per soort per jaar in het gehele windpark). Deze soorten worden daarom niet behandeld in dit rapport.



Op basis van bovenstaande kan de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat in het windenergiegebied IJmuiden Ver slachtoffers van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis vallen. Op basis van metingen betreft dit vooral ruige dwergvleermuizen, ook al omdat de osse vleermuis een echolocatie van een lagere frequentie gebruikt dan ruige dwergvleermuis. Lagere tonen worden minder gedempt door de atmosfeer en dragen dus verder. Hiermee rekening houdend in detectiekansberekeningen, komt het percentage van rosse vleermuizen lager uit dan de metingen aangeven. Hieronder wordt voor beide soorten een populatieschatting gegeven.

6.2.2 Ruige dwergvleermuis

De herkomst van ruige dwergvleermuizen over de Noordzee is nooit systematisch bestudeerd. Reproductie in Nederland en het Verenigd Koninkrijk is zeldzaam. Kraamkolonies zijn maar zeer zelden waargenomen (Kapteyn 1995, Bat Conservation Trust 2010). Aantallen in Verenigd Koninkrijk nemen wel toe, mogelijk door mildere winters (Lundy *et al.* 2010). Tabel 6.5 geeft de geschatte populatiegroottes weer voor relevante Europese landen (European Topic on Biological Diversity). Informatie is slechts beschikbaar voor EU-landen.

Ringterugmeldingen geven aan dat dieren uit de Baltische Staten, Scandinavië, Polen en Duitsland naar West-Europa kunnen trekken waaronder het Verenigd Koninkrijk (Hutterer *et al.* 2005, Bat Conservation Trust 2017). Ruige dwergvleermuizen van kraamkolonies in de Baltische staten blijken met name richting Nederland, Frankrijk en Italië te vliegen (Petersons 2004). Met behulp van stabiele isotopen is bepaald dat een tiental ruige dwergvleermuizen die in Duitse windparken werden gedood uit Estland en Rusland kwamen (Voigt *et al.* 2012). Ook een recente studie heeft aangetoond dat de meeste ruige dwergvleermuizen langs de Duitse kust uit het binnenland van Europa afkomstig zijn (Kruszynski *et al.* 2021). Door Limpens *et al.* (2016) is een schatting gemaakt van het aantal ruige dwergvleermuizen dat jaarlijks over de zuidelijke Noordzee trekt. Ze kwamen uit op 40.000 dieren met een marge van 100 tot 1.000.000 dieren afkomstig van de verschillende bronpopulaties in Europa (tabel 6.5). Het Kennisdocument Ruige dwergveermuis schat de aantallen in Nederland tijdens de trek in het najaar op 50.000-100.000 dieren (BIJ12 2017), maar het is onduidelijk waar deze schatting op gebaseerd is.



Tabel 6.5 Grootte van bronpopulaties in diverse relevante Europese landen van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Bron: European Topic Centre on Biological Diversity (<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>), geraadpleegd op 21-10-2020. Trend voor rosse veermuis ook aangegeven: N/A niet bekend; + toenemend; = stabiel.

herkomst	populatieschatting ruige	populatieschatting rosse	trend rosse
Nederland	3.500	--	nvt
Duitsland	121.000	N/A	+
Verenigd Koninkrijk	1.000	--	nvt
Denemarken	N/A	N/A	N/A
Polen	29.000	50.000	=
Letland	60.000	5.000 – 10.000	N/A
Estland	47.000	N/A	+
Litouwen	--	N/A	=
Finland	--	N/A	N/A
Zweden	--	55.000 – 95.000	=

6.2.3 Rosse vleermuis

Rosse vleermuizen hebben reproducerende populaties in de meeste landen rondom de Noordzee (e.g. Verenigd Koninkrijk, België, Nederland), maar in het Verenigd Koninkrijk lijkt de soort niet of nauwelijks te migreren (Jones *et al.* 2009). Hetzelfde geldt voor de Nederlandse populatie waar de dieren relatief dichtbij hun kraamkolonies overwinteren (Bells 1952, Sluiter & van Heerdt 1966).

Alle waarnemingen van rosse vleermuizen boven zee en langs de kust zijn gedaan tijdens de trekperiode, met een piek in eind augustus. Daarom lijkt het waarschijnlijk dat rosse vleermuizen die ver uit de kust waargenomen zijn, niet afkomstig zijn uit Engelse of Nederlandse populaties. Vermoedelijk ligt hun herkomst in landen waar de winters strenger zijn, zoals Noordoost-Europese landen (Rydell *et al.* 2014). Dit wordt ook bevestigd door de voornamelijk zuidwest georiënteerde route van geringde rosse vleermuizen tijdens de herfsttrek in Europa (Hutterer *et al.* 2005) en door studies met stabiele isotopen (Voigt *et al.* 2012, Lehnert *et al.* 2014). Laatstgenoemde onderzoeken stelden vast dat gedode dieren in windparken in oost-Duitsland zowel uit lokale populaties (Duitsland en Polen) afkomstig waren als trekkende dieren betroffen (uit de Baltische Staten, Wit-Rusland en Rusland). De meest waarschijnlijke herkomst van trekkende rosse vleermuizen boven de Noordzee is dus te vinden in de Baltische Staten, Wit-Rusland, Rusland, Polen, Duitsland en mogelijk Scandinavië. Op basis van deze kennis worden in tabel 6.5 populatieschattingen en trends weergegeven, voor zover bekend voor deze landen. Van de vijf landen waarvan populatietrends beschikbaar zijn, is de trend positief in Duitsland en Estland, terwijl in Polen, Litouwen en Zweden de populatie stabiel is.



7 Onderwaterleven in en nabij het plangebied

7.1 Algemeen

Het deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) waar het beoogde windpark komt te liggen valt onder het centrale deel van de zuidelijke Noordzee. Het plangebied grenst aan de Bruine Bank (figuur 7.1). Dit dynamische gebied wordt gekarakteriseerd door een grofzandige bodem met richels, omringd door dieper water. De diepte binnen het plangebied varieert van ca. 24 tot maximaal 45 meter. In tegenstelling tot de windparken dicht bij de kust is in het beoogde plangebied het water soms gestratificeerd (*intermittently stratified*) (van Leeuwen *et al.* 2015). Door de verhoging van de zeebodem vindt opwelling plaats, resulterend in verhoogde concentraties zoöplankton, hetgeen weer soorten hoger in de voedselketen aantrekt. Dit geldt voor zowel vissen, zeezoogdieren als zeevogels.



Figuur 7.1 Het bodemprofiel in 2020 van het plangebied en Natura 2000 gebied Bruine Bank. Bron: Bureau Waardenburg.



7.2 Vissen

7.2.1 Algemeen

In de gehele Noordzee zijn 266 vissoorten waargenomen die potentieel deel uitmaken van de Noordzee-visgemeenschap, exclusief obligate zoetwatersoorten die incidenteel in estuaria aangetroffen worden (Daan 2005). Van deze soorten komen er 138 voor op het NCP (Bos *et al.* 2016). In de visgemeenschap van de Noordzee kan onderscheid gemaakt worden tussen soorten met een pelagische (in de waterkolom) levenswijze (zoals haring (*Clupea harengus*) en kabeljauw (*Gadus morhua*)) en soorten met een bodemgebonden levenswijze (zoals platvissen en grondels). Voor de verspreiding van bodemgebonden vissen geldt dat de hoogste aantallen gevonden worden in diep water, met bodems bestaande uit grof sediment. Niet bodemgebonden vissen zijn talrijker langs de kust en in het noordelijke deel van het continentaal plat. Trekvissen zijn daarnaast in grotere dichtheden aanwezig nabij riviermondingen. De Bruine Bank is een waardevol gebied voor vis dat dient als paaigrond van onder andere kabeljauw, haring, gewone makreel (*Scomber scombrus*), zandspiering (*Ammodytes sp.*), sprot (*Sprattus sprattus*), schol (*Pleuronectes platessa*), tong (*Solea solea*) en wijting (*Merlangius merlangus*) (García *et al.* 2019). Viseieren en larven worden het hele jaar door aangetroffen in de wateren van het NCP, maar in het zuidelijk deel van de Noordzee worden de hoogste aantallen eieren gevonden van januari tot mei, en de hoogste aantallen vislarven van april tot en met juni (van Damme *et al.* 2011). De anadrome vissoort Atlantische steur (*Acipenser sturio*), een beschermde soort in de Wnb, komt in zeer lage getalen voor in open zee waar de soort nabij de bodem leeft. Er is één melding van een vangst van een Atlantische steur bij de Bruine Bank in 2016 (bericht via Nature Today, 2017).

Haaien en roggen (elasmobranchen) staan bovenaan de voedselketen en hun levensstijl wordt gekenmerkt door een trage voortplanting en lange levensduur. Op het NCP komen acht haaiensoorten en acht roggensoorten voor. Er zijn inmiddels acht van deze haaien- en roggensoorten toegevoegd aan de OSPAR lijst. Relevante soorten die regelmatig in Nederlandse wateren aanwezig zijn en als bedreigd en/of afnemend zijn benoemd, betreffen de doornhaai (*Squalus acanthias*), gevlekte rog (*Raja montagui*) en stekelrog (*Raja clavata*) (Bos & Tamis 2020). De doornhaai plant zich pas voort vanaf zijn twaalfde levensjaar waarbij maximaal 20 pups worden geboren na een draagtijd van twee jaar (Walker & Kingma 2020). Dit maakt dergelijke soorten kwetsbaar voor overexploitatie en aantasting van hun leefgebied. In het begin van de vorige eeuw kwamen er nog veel haaien en roggen voor in de Noordzee, maar ca. vijftig jaar later zijn alle soorten in aantallen afgenomen. Andere aangewezen soorten, zoals de vleet (*Dipturus batis*), komen zelden voor op het NCP.

7.2.2 Soortgemeenschap

Zoals eerder vermeld zijn in het plangebied geen specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de aanwezige visgemeenschappen, maar is er data beschikbaar van gestandaardiseerde visbemonsteringen in de omgeving waar informatie aan ontleend kan worden. Ook binnen



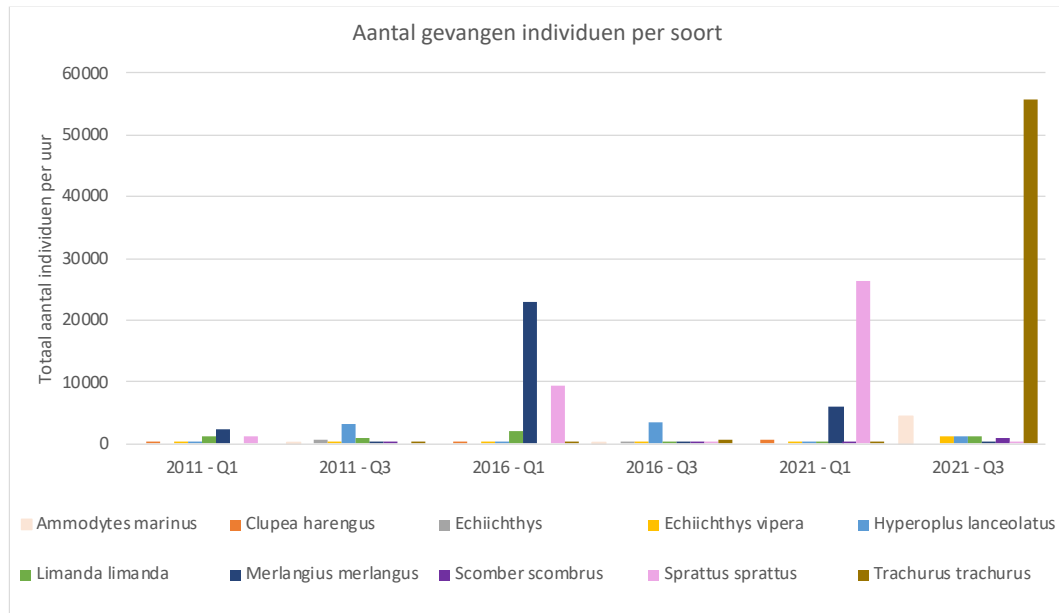
het MWTL-programma wordt visdata ingewonnen, en er is data beschikbaar van een eenmalig onderzoeksproject op de Bruine Bank.

Vissen nabij het plangebied: International Bottom Trawl Survey (IBTS)

De IBTS voorziet in data over de hoeveelheid vis gevangen per soort, berekend per uur vissen. Behalve bodemvissen worden via deze bemonstering ook pelagische soorten gevangen. Tijdens bemonsteringen in het eerste en derde kwartaal van de jaren 2011, 2016 en 2021 zijn 39 gevangen vissoorten op naam gebracht (en twee soorten krabben en twee soorten inktvissen) (bijlage II). De tien soorten die gemiddeld over de zes bemonsteringen het meest zijn gevangen zijn weergegeven in tabel 7.1 en figuur 7.2. Wat opvalt is dat er grote verschillen zijn tussen de bemonsteringen. Zo zijn er voor de sprout en wijting twee pieken te zien in het eerste kwartaal van 2016 en 2021, en voor de horsmakreel één grote piek in het derde kwartaal van 2021. Het is kenmerkend voor scholenvis zoals makreel dat wanneer deze worden gevangen deze gelijk in grote getalen aanwezig zijn. Ook zijn er gevlekte roggen en hondshaaien (*Scyliorhinus canicula*) in het gebied gevangen tijdens respectievelijk twee en vijf van de zes bemonsteringen. Kabeljauw is tijdens twee van de zes bemonsteringen gevangen.

Tabel 7.1 De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens de IBTS-bemonstering van het eerste en derde kwartaal van 2011, 2016 en 2021. De getallen geven het aantal gevangen individuen aan per uur dat er gevist wordt.

soort(groep)	algeheel gemiddeld (n/u)	gemiddeld 2011 (n/u)	gemiddeld 2016 (n/u)	gemiddeld 2021 (n/u)
horsmakreel <i>Trachurus trachurus</i>	9390,0	5,3	324,8	27839,9
sprot <i>Sprattus sprattus</i>	6228,8	664,8	4765,4	13256,1
wijting <i>Merlangius merlangus</i>	5198,6	1127,4	11415,5	3053,0
smelt <i>Hyperoplus lanceolatus</i>	1303,9	1567,3	1682,6	661,8
schar <i>Limanda limanda</i>	1022,7	1013,4	1272,7	782,0
Noorse zandspiering <i>Ammodytes marinus</i>	769,6	1,0	38,5	2269,2
kleine pieterman <i>Echiichthys vipera</i>	304,3	87,6	112,0	713,2
gewone makreel <i>Scomber scombrus</i>	284,7	184,9	127,0	542,3
haring <i>Clupea harengus</i>	140,8	65,3	101,7	255,5
<i>Echiichthys</i> sp.	109,1	274,3	53,0	0,0



Figuur 7.2 Het aantal gevangen individuen berekend per uur van de tien meest gevangen soorten tijdens de zes bemonsteringen. Voor de Nederlandse namen: zie tabel 7.1.

Vissen nabij het plangebied: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 zijn op het Nederlandse deel van de Bruine Bank 40 vissoorten waargenomen (bijlage II). Soorten kenmerkend voor het zachte bodemsubstraat betroffen de gewone pitvis (*Callionymus lyra*), gevlekte pitvis (*Callionymus maculatus*), grondels (*Pomatoschistus sp.*) en schar (*Limanda limanda*), evenals andere soorten platvissen en één soort elasmobranchie (namelijk stekelrog). De kabeljauw is ook in het gebied aangetroffen. Rondom twee kunstmatig harde substraten (wrakken) in het gebied werden scholen pollak (*Pollachius pollachius*), horsmakreel en steenbolk veelvuldig waargenomen. Nabij de *Sabbelaria*-riffen op de Bruine Bank werden de hondshaai en wederom de gewone pitvis waargenomen, soorten die specifiek met dit habitatype geassocieerd leken. Frequent werd waargenomen dat gewone pitvis foerageerde op porseleinkrabbetjes (*Pisidia longicornis*), een soort die veelvuldig aanwezig was op de *Sabellaria*-banken.

Vissen nabij het plangebied: MWTL-bodemschaven

Tijdens het bodemschaven in het kader van het MWTL-programma zijn gegevens van gevangen vis geregistreerd die (beschadigd) door de bodemschaafopening van 20cm pasten. Met de bemonsteringstechniek konden 18 vissoorten op de Bruine Bank worden aangetoond waarvan zandspiering het grootste aandeel in aantallen had. Tabel 7.2 geeft de 10 meest voorkomende soort(groep)en met de aantallen per hectare die op de negen locaties van de Bruine Bank in 2019 en 2021 zijn gevangen. Aanvullende waargenomen soorten zijn schar, smelt, gewone pitvis, tong, harnasmannetje (*Agonus cataphractus*), adderzeenaald (*Entelurus aequoreus*), naakte zandspiering (*Gymnamodytes semisquamatus*), tarbot (*Psetta maxima*) en *Syngnathus sp.*



Tabel 7.2 De tien meest voorkomende vissoort(groep)en tijdens het bemonsteren van negen locaties op de Bruine Bank in 2019 en 2021 met een bodemschaaf, uitgedrukt in aantallen per hectare.

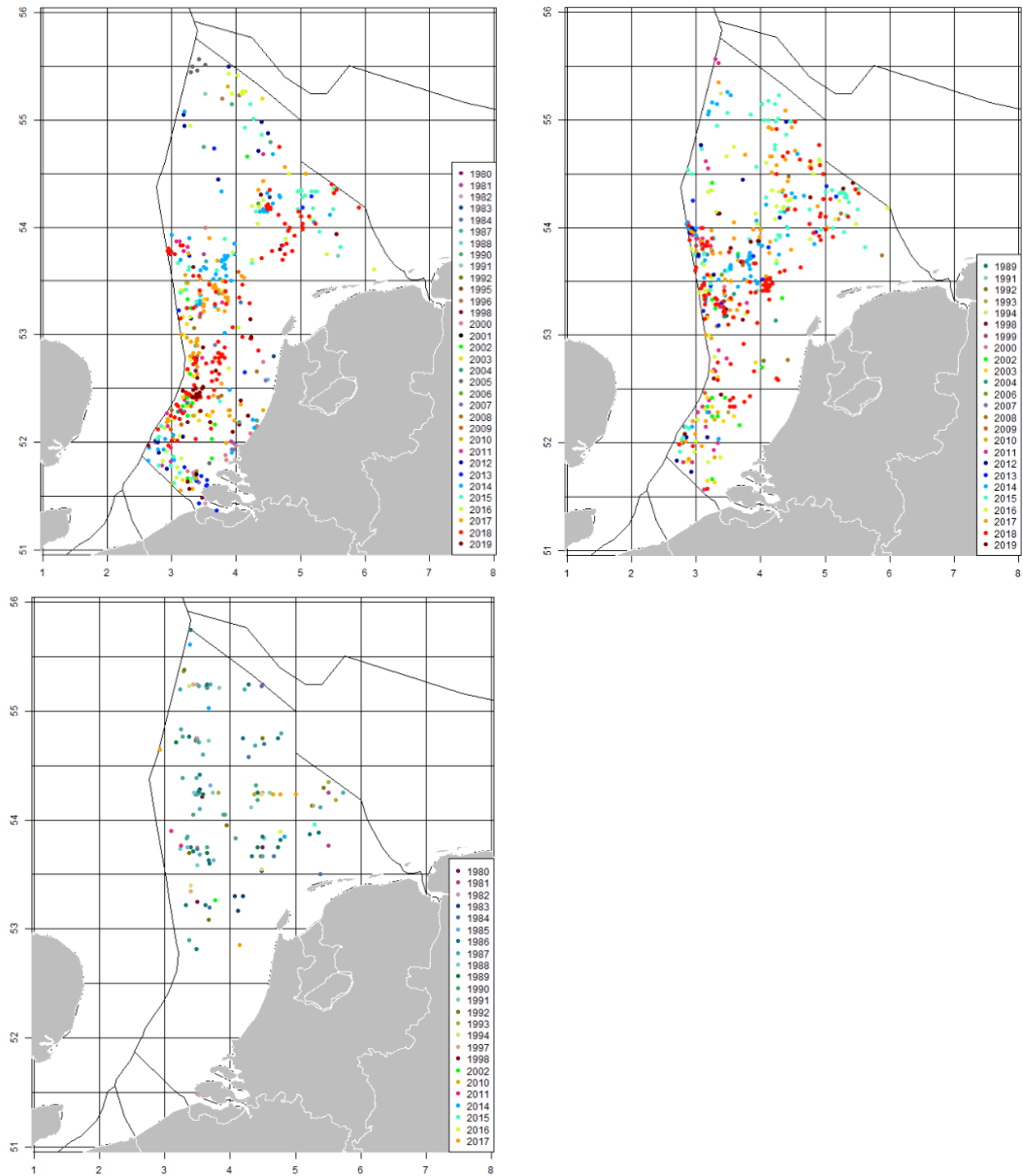
wetenschappelijke soort(groep)naam	Nederlandse naam	2019	2021	totaal aantal individuen (n/ha)
<i>Ammodytes sp.</i>	zandspiering	x	x	5222
<i>Arnoglossus laterna</i>	schurftvis	x	x	1611
<i>Buglossidium luteum</i>	dwergtong	x	x	1528
<i>Pomatoschistus sp.</i>	grondel	x	x	1333
<i>Ammodytes marinus</i>	Noorse zandspiering		x	1023
<i>Echiichthys vipera</i>	kleine pieterman	x	x	778
<i>Pleuronectes platessa</i>	schol	x	x	611
<i>Callionymus reticulatus</i>	rasterpitvis	x	x	556
<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	Lozano's grondel		x	472
<i>Pomatoschistus minutus</i>	dikkopje		x	472

Vissen nabij het plangebied: Elasmobranchen beschermd conform KRM

Voor elasmobranchen zijn er kennisleemtes in onder andere de rol van het NCP en specifieke locaties op hun levenscyclus en bijbehorende habitatseisen. De functie van de Bruine Bank en omstreken voor deze soorten is dan ook niet bekend. Op basis van bijvangst data lijken de aantallen gevlekte rog en stekelrog de laatste jaren weer toe te nemen in de Noordzee en ook de doornhaai populatie lijkt zich enigszins te herstellen (Sguotti *et al.* 2016, Batsleer *et al.* 2020, Walker & Kingma 2020). Beide roggensorten komen vooral voor in het zuidelijke deel van de Noordzee. De doornhaai is een migrerende soort tussen de Noordzee en Atlantische oceaan die zich voortplant nabij de kust. Batsleer *et al.* (2020) hebben waarnemingen van elasmobranchen tijdens verschillende bemonsteringen in de periode van 1980 tot 2019 samengevoegd en deze ruimtelijk weergegeven in figuur 7.3. De gevlekte rog heeft een meer noordelijkere verspreiding dan de stekelrog, en ook de doornhaai werd voornamelijk waargenomen in het noordelijke deel van de Nederlandse Noordzee.

Conclusie

In het huidige plangebied bestaat de populatie vissen voornamelijk uit pelagische vissoorten zoals sprat en haring. Deze soorten fungeren als prooi voor hogere trofische niveaus zoals zeevogels en zeezoogdieren. Ook de demersale zandspiering en verschillende soorten platvissen komen hier veelvuldig voor. Verder komen in het plangebied voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al.* 2016), waaronder de kabeljauw en elasmobranchen zoals stekelrog en gevlekte rog. Deze zijn opgenomen in de KRM.



Figuur 7.3 Ruimtelijke weergave van stekelrog (linksboven), gevlekte rog (rechts) en doornhaai (onder) waarnemingen tijdens verschillende bemonsteringen in de periode van 1980 tot 2019 (Batsleer et al. 2020).

7.3 Benthos

7.3.1 Algemeen

Benthos van de Noordzee is soortenrijk en vertoont een zeer sterke regionale variatie. Voor het Nederlandse deel van de Noordzee wordt doorgaans gesproken over de benthosgemeenschap van het NCP. De meest soortenrijke benthosgemeenschappen van

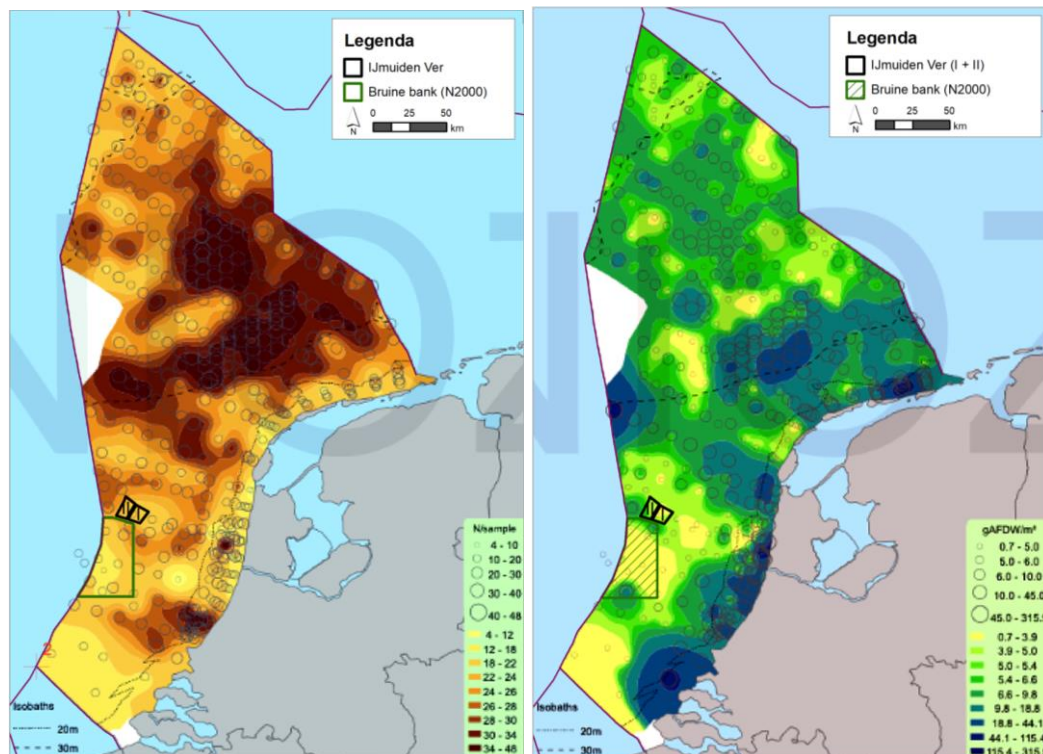


het NCP bevinden zich op de Doggersbank, de Oestergronden en het Friese Front (Craeymeersch *et al.* 2008, Daan *et al.* 2009). Dit is ook zichtbaar op figuur 7.4 waar aan de hand van bodemschaafmonsters de soortenrijkdom en totale biomassa voor het NCP is weergegeven (Witbaard *et al.* 2013). In het plangebied wordt de bodem zoals eerder vermeld voor het grootste gedeelte gedomineerd door grofzand. Het benthos wordt hier gedomineerd door bodemdieren met een gravende levenswijze geassocieerd aan zachte substraten (zoals wormen en schelpdieren).

Ook typerend voor het benthos van de Noordzee is het voorkomen van 'bio-engineers': soorten die plaatselijk zeer talrijk aanwezig zijn, een habitat op zichzelf vormen en een belangrijke schakel zijn in de voedselketen van de Noordzee, bijvoorbeeld schelpdierbanken van mosselen en oesters en banken van schelp- en zandkokerwormen. Vroeger vormden riffen van platte oesters (*Ostrea edulis*) een belangrijk onderdeel van het Noordzee ecosysteem, maar inmiddels is die soort door overbevissing en natuurlijke factoren vrijwel verdwenen (Smaal *et al.* 2017). Er zijn dan ook geen waarnemingen van platte oesters in of nabij het plangebied. Windenergiegebied IJmuiden Ver is daarnaast als ongeschikt aangeduid voor herstel van de soort op basis van abiotische en biotische factoren (Bos *et al.* 2019).

De gestekelde zandkokerworm (*Sabellaria spinulosa*) is een borstelworm die in een koker leeft die hij maakt van schelpfragmenten en grof zand. In de Noordzee komt de soort voor op zand- en grindbodems, rond randen van zandbanken en randen van geulen. De soort heeft een voorkeur voor gebieden met hoge troebelheid en matige stroming (van Duren *et al.* 2016). De soort komt zowel solitair voor als opeengepakt waarbij riffen worden gevormd van tot wel enkele meters breed leidend tot reliëf op de zeebodem. Deze zogenaamde *Sabellaria*-banken staan op de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten en habitats (OSPAR Agreement 2008-6). Volgens het Akkoord voor de Noordzee kunnen relevante locaties met zandkokerwormriffen beschermd worden via ruimtelijke beschermingsmaatregelen onder de Habitatrichtlijn of de KRM.

Onderscheid moet worden gemaakt tussen de aanwezigheid van individuele zandkokerwormen en de aanwezigheid van *Sabellaria*-banken. De gevallen waarin de soort optreedt als biobouwer van biologische riffen worden als zeldzaam beschouwd in de Nederlandse Noordzee maar zijn juist wel waargenomen op de Bruine Bank (van der Reijden *et al.* 2019). Evenals mosselbanken en oesterriffen, dragen *Sabellaria*-banken bij aan de lokale biodiversiteit (van Duren *et al.* 2016).



Figuur 7.4 Een overzicht van de benthische soortenrijkdom (links) en totale biomassa aan benthische soorten (rechts) op het NCP, met daarin aangegeven het plangebied van IJmuiden Ver en Natura 2000-gebied Bruine Bank (Witbaard et al. 2013).

7.3.2 Soortgemeenschap

Benthos nabij het plangebied: MWTl-boxcore

Op basis van data van de drie boxcore punten nabij het plangebied zijn soortenlijsten opgesteld van een top 20 in dichtheid en biomassa (tabel 7.3). De bemonsterde biomassa bestaat voor het grootste gedeelte uit de zeeklit (*Echinocardium cordatum*), terwijl in aantallen het bulldozerkreeftje (*Urothoe poseidonis*) het meest talrijk aanwezig is. In totaal zijn er 91 soorten tot op soort gedetermineerd (bijlage III). De OSPAR-soorten noordkromp (*Arctica islandica*) en purperslak (*Nucella lapillus*) zijn niet waargenomen.



Tabel 7.3 Top 20 in gemiddelde dichtheid (links) en biomassa (rechts) op de drie boxcore punten NRDZE0085, NRDZE0086 en NRDZE0087 in de periode van 1995 tot 2018.

soort(groep)	gemiddelde dichtheid (n/m ²)	soort(groep)	gemiddelde biomassa (mg/m ²)
<i>Urothoe poseidonis</i>	145,1	<i>Echinocardium cordatum</i>	5108,3
<i>Bathyporeia elegans</i>	76,0	<i>Donax vittatus</i>	568,5
<i>Spiophanes bombyx</i>	58,1	<i>Ensis ensis phaxoides</i>	250,2
<i>Nephtys cirrosa</i>	55,3	<i>Nephtys cirrosa</i>	205,9
<i>Urothoe brevicornis</i>	48,0	<i>Tellina fabula</i>	203,2
<i>Scoloplos armiger</i>	45,5	<i>Scoloplos armiger</i>	185,6
<i>Echinocardium sp.</i>	42,7	<i>Ensis directus</i>	158,3
<i>Magelona papillicornis</i>	28,2	<i>Ensis ensis</i>	107,8
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	23,2	<i>Pagurus bernhardus</i>	105,1
<i>Donax vittatus</i>	20,1	<i>Nephtys caeca</i>	88,0
<i>Polinices pulchella</i>	14,8	<i>Scolelepis bonnierii</i>	86,9
<i>Echinocardium cordatum</i>	13,5	<i>Magelona papillicornis</i>	83,5
<i>Tellina fabula</i>	13,4	<i>Nephtys hombergii</i>	66,8
<i>Nephtys sp.</i>	12,3	<i>Nemertea</i>	60,1
<i>Aricidea minuta</i>	10,9	<i>Spiophanes bombyx</i>	58,4
<i>Goniada maculata</i>	10,8	<i>Urothoe poseidonis</i>	42,3
<i>Montacuta ferruginosa</i>	10,3	<i>Goniada maculata</i>	38,4
<i>Nemertea</i>	9,7	<i>Corystes cassivelaunus</i>	38,4
<i>Chaetozone setosa</i>	9,2	<i>Polinices pulchella</i>	36,8
<i>Pseudocuma longicornis</i>	8,2	<i>Sthenelais limicola</i>	29,0

Benthos nabij het plangebied: MWTL-bodemschaaf

In 2019 en 2021 is er in het kader van het MWTL-programma bemonsterd met een bodemschaaf op negen locaties op de Bruine Bank. In tabel 7.4 is de top 20 soort(groep)en in totale biomassa en in totale aantallen weergegeven voor deze negen locaties over de twee meetjaren. Binnen het bemonsterde gedeelte van de Bruine Bank zijn de kleine slangster (*Ophiura albida*), gewone slangster (*Ophiura ophiura*), zaagje (*Donax vittatus*), ovale strandschelp (*Spisula elliptica*) en nagelkrab (*Thia scutellata*) de meest voorkomende soorten. In biomassa domineren de Sparangoida waaronder de zeeklit. Op basis van de



reeds geanalyseerde gegevens van 2019 blijkt dat de Bruine Bank een afwijkende dominante soortensamenstelling heeft ten opzichte van het door MWTL gedefinieerde Offshore gebied en overige bemonsterde gebieden (Doggersbank, Centrale Oestergronden, Friese Front en Oestergronden) (Verduin *et al.* 2020). De noordkromp en purperslak zijn niet waargenomen. De volledige soortenlijst is weergegeven in bijlage III.

Tabel 7.4 Top 20 aan totaal gewicht (links) en totaal aantal (rechts) van de aangetroffen soort(groep)en tijdens bodemschaaf bemonsteringen in 2019 en 2021 op negen locaties op de Bruine Bank. Voor de densiteit is aantal fragmenten niet meegenomen.

soort(groep)	totaal gewicht (gr)	soort(groep)	totaal aantal (n)
<i>Spatangoida</i>	2797	<i>Ophiura albida</i>	866
<i>Echinocardium cordatum</i>	1254,5	<i>Donax vittatus</i>	560
<i>Donax vittatus</i>	968,5	<i>Ophiura ophiura</i>	507
<i>Ophiura ophiura</i>	912	<i>Spisula elliptica</i>	182
<i>Ensis ensis</i>	382	<i>Thia scutellata</i>	121
<i>Liocarcinus holsatus</i>	360	<i>Ensis ensis</i>	101
<i>Spisula elliptica</i>	283	<i>Philocheras trispinosus</i>	81
<i>Ophiura albida</i>	281	<i>Spisula subtruncata</i>	78
<i>Spisula subtruncata</i>	132,5	<i>Pagurus bernhardus</i>	52
<i>Asterias rubens</i>	118	<i>Liocarcinus holsatus</i>	47
<i>Corystes cassivelaunus</i>	99,5	<i>Abra prismatica</i>	34
<i>Thia scutellata</i>	80,5	<i>Echinocardium cordatum</i>	30
<i>Euspira catena</i>	72	<i>Turritella communis</i>	21
<i>Spisula sp.</i>	62	<i>Asterias rubens</i>	20
<i>Liocarcinus marmoreus</i>	45,5	<i>Corystes cassivelaunus</i>	19
<i>Turritella communis</i>	23	<i>Processa sp.</i>	12
<i>Philocheras trispinosus</i>	19,5	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	10
<i>Pagurus bernhardus</i>	15	<i>Euspira catena</i>	9
<i>Goneplax rhomboides</i>	14	<i>Processa modica</i>	9

Benthos nabij het plangebied: Oceana surveys

Tijdens twee surveys in 2016 en 2017 heeft Oceana 204 taxa op de Bruine Bank aangetroffen waarvan er 134 tot op soort zijn gedetermineerd. Op de zachte bodem vielen (in aantallen) voornamelijk de stekelhuidigen gewone zeester (*Asterias rubens*) en gewone slangster, de hydroïdpoliep (*Hydractinia echinata*), de gewone heremietkreeft (*Pagurus*



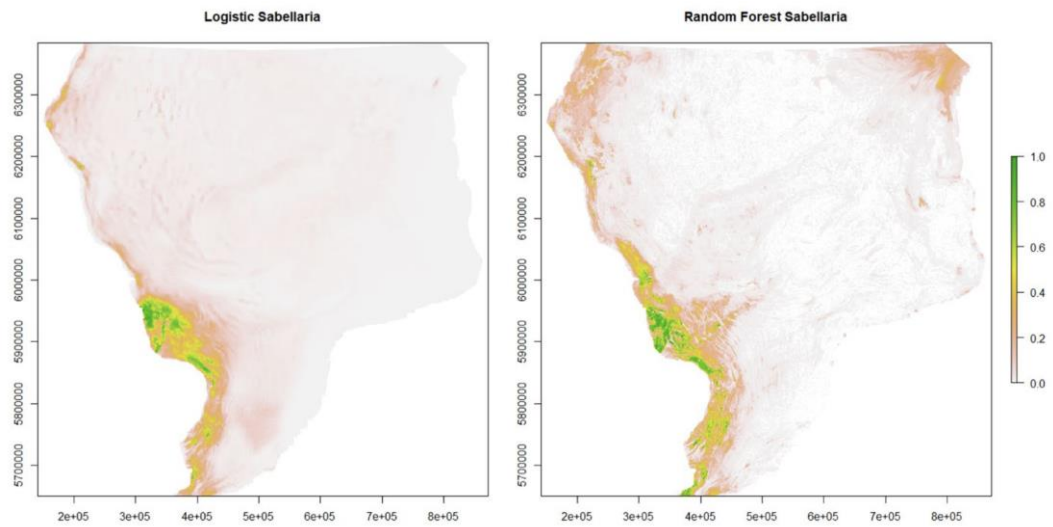
bernhardus) en schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) op. In de bodem werden door de VanVeenhapper monsters voornamelijk tweekleppigen (23 soorten), stekelhuidigen (voornamelijk zeeboontje *Echinocyamus pusillus* en slangensterren *Ophiura sp.*), en kreeftachtigen zoals amphipoda en copepoda waargenomen. Ook zijn er op drie locaties *Sabellaria*-banken met een totaal oppervlak van 1023 m² aangetroffen, die op diepere locaties tussen zandribbels lagen. Hier werden verschillende soorten mee geassocieerd zoals verschillende soorten krabben waaronder het porseleinkrabbetje en zwemkrabben (*Liocarcinus sp.*). Ook werden twee kunstmatig harde substraten (wrakken) bemonsterd in het gebied. Deze waren bedekt met sessiele soorten, voornamelijk zeeanemonen en sponzen, en werden ook veel mobiele soorten waargenomen zoals kreeftachtigen (crustacea).

Conclusie

Bij de Bruine Bank komt een variatie aan benthossoorten voor maar het gebied valt niet onder de meest soortenrijke benthosgemeenschappen van het NCP. Veelvoorkomende soorten zijn de zeeklit, het zaagje en verschillende soorten slangensterren. Zoals ook weergegeven in figuur 7.4, zijn er gebieden in de Noordzee waar twee keer zoveel soorten voorkomen: de Doggersbank en het Friese Front staan bijvoorbeeld bekend om hun soortenrijkdom.

In het plangebied komen zover bekend geen voor Nederland relevante soorten voor die beschermd zijn krachtens de OSPAR-lijst van bedreigde en/of afnemende soorten (Bos *et al.* 2016) zoals de noordkromp, purperslak en platte oester. *Sabellaria*-banken zijn beschermd krachtens de OSPAR-lijst als bedreigd habitat en zijn in de KRM opgenomen (en mogelijk in de toekomst ook in de Habitatrichtlijn). Aan de hand van de voorspelde verspreiding lijken *Sabellaria*-banken voornamelijk buiten het Nederlandse deel van de Noordzee voor te komen in dynamische gebieden dicht bij de Engelse kust (figuur 7.5) (Herman & van Rees 2022), maar ook op Bruine Bank. Naast de Bruine Bank zijn *Sabellaria*-banken in het Nederlandse deel van de Noordzee vooralsnog alleen bekend van het Friese Front (observatie NIOZ Forage Fish Survey 2019: <https://www.nioz.nl/en/blog/niozatsea-north-sea-expediton-22-29-oktober-2019>).

Individuele van *Sabellaria* zijn op meerdere andere locaties op het NCP waargenomen, maar hierbij vervullen ze niet de belangrijke riff-functie. Gezien de nabijheid van de *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank en de vergelijkbare habitat bij het plangebied is er een redelijke kans dat deze ook in het plangebied aanwezig zijn.



Figuur 7.5 Gemodelleerde voorspelde verspreiding ("predicted probability") van *Sabellaria spinulosa* in de Noordzee (Herman & van Rees 2022).



DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD



8 Effectbepaling en -beoordeling vogels en vleermuizen

De effecten van IJmuiden Ver worden bepaald en beoordeeld voor de diverse fasen van ontwikkeling en gebruik van het windenergiegebied.

8.1 Effecten op vogels tijdens constructie en verwijdering

Afhankelijk van het gekozen alternatief zal tijdens de **constructie** habitatverlies voor vogels optreden door de toepassing van een monopile, jacket or tripod fundering, omdat deze fundering in de bodem wordt geheid. Alhoewel voor de alternatieven met 67 turbines meer geheid moet worden dan voor de alternatieven met 50 turbines, is de impact, gezien de omvang en tijdelijkheid van de effecten, niet wezenlijk verschillend tussen de alternatieven. Alleen de duur van verstoring is anders. Bovendien is de duur weersafhankelijk. Aan mitigatie kan worden gedaan door de activiteiten die met de hoogste geluidsniveaus gepaard gaan niet in de winter en het vroege voorjaar te laten plaatsvinden wanneer de meeste, mogelijk voor geluid gevoelige, vogels rond het plangebied verblijven (Leopold & Camphuysen 2007). Overigens zijn effecten van het hei-geluid nooit aangetoond voor deze soorten, maar is het waarschijnlijker dat verstoring van bijvoorbeeld bootbewegingen optreedt.

De omvang van de verstoring door de constructie van funderingen varieert in de tijd met name door de variatie in het voorkomen van kwetsbare soorten. Bij een realistische temporele planning worden de effecten van aanleg van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-). De alternatieven met de meeste turbines zorgen voor een grotere negatieve verandering ten opzichte van de referentiesituatie dan het alternatief met het kleinste aantal turbines. Beide alternatieven zijn echter niet onderscheidend beoordeeld, omdat de verschillen in negatieve effecten niet zodanig groot zijn dat dit gevolgen heeft voor de kans op het overtreden van verbodsbepalingen of dat dit mogelijk effecten heeft op beschermde gebieden.

Bij de constructie van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver varen schepen van en naar het windpark. De frequentie van de vaarbewegingen is momenteel onduidelijk en afhankelijk van het uiteindelijk gekozen alternatief, maar in eerdere MER-ren voor windparken op zee werd een maximum van 10 schepen per dag aangehouden. De scheepvaartbewegingen voor aanvoer van materieel zullen leiden tot een toename van geluid/trillingen in het gebied. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

De **verwijdering** van de funderingen zal waarschijnlijk bestaan uit het afsnijden (6 m onder de zeebodem) en afvoeren van de funderingen. Een mogelijk alternatief is om de



funderingen in zijn geheel te verwijderen door een combinatie van trillen en trekken. Dit zal gepaard gaan met geluid/trillingen boven en onder water. De geluidbelasting is echter aanmerkelijk lager dan bij de aanleg. Daarnaast zal er sprake zijn van geluid/trillingen door scheepvaartbewegingen. De erosiebescherming wordt in principe niet verwijderd. Bij een realistische temporele planning zullen de effecten van verwijdering van het windpark vanwege de tijdelijkheid van de werkzaamheden en het beperkte aantal vogels marginaal negatief zijn (effectbeoordeling: 0/-).

Er is wereldwijd nog geen ervaring met het afbreken van offshore windparken. Verwacht wordt dat zeevogels worden verstoord door de activiteit ter plaatse, het geluid en de scheepsbewegingen verbonden aan sloopactiviteiten. De effecten van verwijdering van het windpark worden beperkt negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-) vanwege het tijdelijke karakter van de verstoring. Relatief hoge dichtheden van zeevogelsoorten die gevoelig zijn voor geluid en verstoring door schepen worden alleen in de winter en het vroege voorjaar verwacht. De meeste van deze vogels naar de broedgebieden zijn vertrokken en vóór oktober komen de meeste vogels ook niet terug. IJmuiden Ver ligt in een drukbevaren deel van de Noordzee en de verwachte toename van scheepsbewegingen valt in het niet bij de hoeveelheid achtergrondgeluid en trillingen als gevolg van scheepvaart. De effecten worden dan ook als marginaal negatief ingeschaald (effectbeoordeling: 0/-).

8.2 Effecten op vogels tijdens gebruiksfase

In onderhavig rapport wordt getoetst of aanvaringen, habitatverlies, barrièrewerking en indirecte effecten significante invloed kunnen hebben op beschermde vogelsoorten en/of op Natura 2000-gebieden die voor vogelsoorten aangewezen zijn.

8.2.1 Effecten op beschermde vogelsoorten

In dit rapport is het stochastische Collision Risk Model gebruikt om aantallen aanvaringssslachtoffers te berekenen. Let wel dat deze aantallen slachtoffers moeten worden geïnterpreteerd als maxima van orde-grootte slachtoffers en geenszins als exacte aantallen. Zowel in de onderliggende verspreidingsdata, als in de verschillende modelstappen, als in de turbinekarakteristieken worden dermate veel (worst-case) aannames gedaan dat de nauwkeurigheid van de schattingen op het niveau van tientallen ligt.

Aanvaringen

Jaarlijkse aantallen aanvaringssslachtoffers voor de twee alternatieven voor Kavel I en Kavel II in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn gepresenteerd in tabel 8.1a en 8.1b. Soorten die niet of in lage dichtheden in IJmuiden Ver voorkomen, zijn niet gepresenteerd. Verder zijn in tabel 8.2a en 8.2b en tabel 8.3a en 8.3b de jaarlijkse aantallen verwachte aanvaringssslachtoffers uitgesplitst per maand voor de verschillende alternatieven voor Kavel I en Kavel II. Deze gegevens worden verder gebruikt in §8.2 – 8.4.



Kavel I

In Kavel I vallen bij alternatief 1, dus met 67 turbines van 15 MW en een rotordiameter van 236 meter in een worstcasescenario zo'n 1.280 vogelslachtoffers (tabel 8.1a). Het grootste deel hiervan zijn naar verwachting zangvogels op seizoenstrek, namelijk 1.162. Van de zeevogels is volgens de berekeningen de jan-van-gent de soort met de meeste aanvaringslachtoffers, namelijk 53. Voor grote mantelmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw worden respectievelijk maximaal 17, 9 en 5 slachtoffers verwacht. Voor de kleine meeuwen geldt dat alleen voor dwergmeeuw en drieteenmeeuw aanvaringslachtoffers worden verwacht, namelijk respectievelijk 3 en 9.

Voor alternatief 2, met 50 turbines van 20 MW en een rotordiameter van 280 meter, worden minder slachtoffers verwacht, namelijk 1.219 (tabel 8.1a). Wel zijn dit meer zangvogels, namelijk 1.123 aanvaringslachtoffers in een worst case-scenario. Het maximale aantal slachtoffers van jan-van-gent ligt met 39 slachtoffers een stuk lager. Hetzelfde geldt voor zowel grote mantelmeeuw, zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw, met respectievelijk 14, 7 en 5 slachtoffers in een worst case-scenario. Voor dwergmeeuw en drieteenmeeuw laat het model een maximaal aantal slachtoffers van respectievelijk 2 en 7 zien.

Tabel 8.1a Maximaal aantal aanvaringslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM (Marine Scotland 2018) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012). Alleen soort(groep)en met ≥ 1 slachtoffer zijn genoemd.

soort(groep)	alternatief 1	alternatief 2
	67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
jan-van-gent	53	39
kleine mantelmeeuw	5	5
zilvermeeuw	9	7
grote mantelmeeuw	17	14
dwergmeeuw	3	2
drieteenmeeuw	9	7
ganzen en zwanen	18	17
eenden	1	1
reigers	0	0
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.162	1.123
Totaal	1.280	1.219

Kavel II

Maximale aanvaringslachtoffers onder zeevogels in Kavel II zijn vergelijkbaar met die van Kavel I van IJmuiden Ver, maar vanwege de vogeldichtheden liggen over het algemeen iets lager. Jan-van-genten hebben een iets hoger maximaal aantal slachtoffers in Kavel II voor beide alternatieven dan in Kavel I, namelijk 57 tegenover 43. Voor de overige zeevogels geldt dat de waarden in Kavel II iets lager liggen dan in Kavel I (tabel 8.1b). Voor trekvogels worden voor beide kavels dezelfde maximale aantallen aanvaringslachtoffers



verwacht, omdat gewerkt is met dezelfde fluxen op basis van metingen vanaf gasplatform K14 (tabel 8.1a en b).

Tabel 8.1b Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat jaarlijks verwacht wordt voor twee alternatieven van een windpark in Kavel II van windenergiegebied IJmuiden Ver bepaald met het sCRM (Marine Scotland 2018) op basis van vogeldichtheden voor zeevogels (bovenste soorten) uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek et al. 2022b) en voor landvogels (onderste soorten) uit radaronderzoek (Fijn et al. 2012). Alleen soort(groep)en met ≥ 1 slachtoffer zijn genoemd.

soort(groep)	alternatief 1	alternatief 2
	67 * 15 MW \varnothing 236 m	50 * 20 MW \varnothing 280 m
jan-van-gent	57	43
kleine mantelmeeuw	4	4
zilvermeeuw	5	4
grote mantelmeeuw	13	11
dwergmeeuw	2	2
drieteenmeeuw	8	6
ganzen en zwanen	18	17
eenden	1	1
reigers	0	0
roofvogels en uilen	1	1
steltlopers	4	3
zangvogels	1.162	1.123
Totaal	1.276	1.215

Temporele patronen

Voor jan-van-gent geldt voor beide kavels en beide alternatieven dat de meeste aanvaringsslachtoffers worden verwacht in het najaar, namelijk oktober en november (tabel 8.2 en 8.3). Dit is in contrast met kleine mantelmeeuw, waarbij in alle gevallen de meeste slachtoffers juist in de zomer worden verwacht. Voor zilvermeeuw en drieteenmeeuw geldt ongeveer hetzelfde temporele patroon, namelijk dat de hoogste aantallen slachtoffers voor het voor- en najaar zijn berekend. Bij dwergmeeuw is dit juist in het voorjaar. Tot slot worden de meeste slachtoffers onder grote mantelmeeuw verwacht in de winterperiode.

Beoordeling

In zowel Kavel I als Kavel II van IJmuiden Ver wordt het effect van beide alternatieven als negatief beoordeeld (-), hoewel de effecten van alternatief 2 (met de minste turbines) wel kleiner zijn dan van alternatief 1.

*Tabel 8.2a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor alternatief 1 (67 * 15 MW \varnothing 236 m) in Kavel I (a) en Kavel II (b) van IJmuiden Ver.*

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	4,3	3,1	3,8	5,8	6,7	1,1	1,1	3,4	3,0	8,8	7,3	4,1	53
kleine mantelmeeuw	0,0	0,3	0,3	0,5	0,6	1,1	1,1	0,3	0,3	0,3	0,2	0,0	5
zilvermeeuw	0,8	2,4	3,0	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,8	9
grote mantelmeeuw	2,9	2,1	2,4	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	1,7	1,6	2,9	17
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	1,1	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3
drieteenmeeuw	0,8	0,9	1,0	1,0	1,1	0,5	0,5	0,1	0,1	1,3	1,2	0,8	9



Tabel 8.2b zie boven

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	4,1	2,5	3,2	6,6	7,6	1,8	1,8	4,2	3,7	9,8	8,1	3,9	57
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,2	0,5	0,6	1,0	1,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	4
zilvermeeuw	0,8	1,1	1,4	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,3	0,3	0,7	5
grote mantelmeeuw	2,2	1,4	1,6	0,6	0,6	0,1	0,1	0,6	0,6	1,7	1,6	2,2	13
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,9	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,9	0,8	0,9	0,9	1,0	0,7	0,7	0,2	0,2	0,6	0,5	0,9	8

Tabel 8.3a Maximaal aantal aanvaringsslachtoffers dat maandelijks verwacht wordt voor alternatief 2 (50 * 20 MW ø 280 m) in Kavel I (a) en Kavel II (b) van IJmuiden Ver.

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	3,2	2,3	2,9	4,4	5,0	0,8	0,8	2,6	2,3	6,6	5,4	3,1	39
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,3	0,5	0,5	1,0	1,0	0,3	0,2	0,3	0,2	0,0	5
zilvermeeuw	0,7	2,0	2,6	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,3	0,7	7
grote mantelmeeuw	2,5	1,8	2,1	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	1,5	1,3	2,4	14
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,9	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,6	0,7	0,8	0,8	0,8	0,4	0,4	0,1	0,1	1,0	0,9	0,6	7

Tabel 8.3b zie boven

soort	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	som
jan-van-gent	3,0	1,9	2,4	4,9	5,7	1,3	1,3	3,1	2,7	7,3	6,0	2,9	43
kleine mantelmeeuw	0,0	0,2	0,2	0,5	0,5	0,9	1,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	4
zilvermeeuw	0,6	0,9	1,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,2	0,6	4
grote mantelmeeuw	1,9	1,2	1,4	0,5	0,5	0,1	0,1	0,5	0,5	1,5	1,3	1,9	11
dwergmeeuw	0,0	0,1	0,1	0,7	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2
drieteenmeeuw	0,7	0,6	0,7	0,7	0,8	0,5	0,5	0,2	0,2	0,4	0,4	0,7	6

Habitatverlies

Trekvogels verblijven niet voor langere tijd in het gebied van windenergiegebied IJmuiden Ver. Van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zal dus geen sprake zijn (§5.2.2). Daarom focussen we hieronder verder op effecten van habitatverlies op zeevogels.

Effecten

Van sommige vogelsoorten die in dit rapport onder lokale niet-broedende zeevogels worden geschaard is bekend dat ze door windparken op zee worden verstoord. Soorten zoals duikers en zwarte zee-eenden komen niet of nauwelijks voor in en rond windenergiegebied IJmuiden Ver (zie hoofdstuk 7). Andere soorten, zoals jan-van-genten, alken en zeekoeten komen vooral in het winterhalfjaar voor in het gebied.

In het windenergiegebied IJmuiden Ver vormen meeuwen een grote groep binnen de lokale niet-broedvogels. Als meeuwen rusten op zee, doen ze dat vaak in de buurt van een groot object zoals een platform op zee of een geankerd schip. Op het werkplatform van



windturbines zouden drieteenmeeuwen kunnen gaan rusten of zelfs gaan broeden, zoals is gebeurd op verschillende (onbemande) platforms op zee elders in de Noordzee (Geelhoed *et al.* 2011). De aantrekkingskracht van windparken voor meeuwen kan ook te maken hebben met de aanwezigheid van onderhoudsschepen in het windpark of van een veranderende (micro)stroming rond de palen (Boon *et al.* 2018). Daarnaast worden op de Nederlandse Noordzee de grootste aantallen meeuwen rond vissersschepen gevonden. In ieder geval mag de bodemberoerende visserij niet meer binnen het windpark komen. Mogelijk kan een concentratie van kotters langs de randen van het windpark optreden, omdat vissers graag daar vissen, met als gevolg een verhoogde concentratie aan meeuwen. Recente studies toonden aan dat gezenderde meeuwen Nederlandse, Belgische en Engelse windparken in mindere mate bezochten dan gebieden buiten de windparken (Gyimesi *et al.* 2018; Vanermen *et al.* 2022), mogelijk omdat meeuwen tijdens hun foerageertochten vissersschepen volgen die niet in windparken mogen komen.

Op basis van de afspraak om het effect van habitatverlies te kwantificeren als een sterfte van 10% van de verstoorde vogels als gevolg van habitatverlies (§5.2.2) kan met de berekende dichtheden vanuit scheepstellingen de sterfte door habitatverlies worden doorgerekend (tabel 8.4a en 8.4b).

Door habitatverlies worden voor beide kavels de hoogste aantallen zeekoeten als slachtoffer verwacht, voor beide kavels namelijk 15 slachtoffers. Ook voor alk zal met name habitatverlies een gevolg zijn van het windpark, met 5 slachtoffers per kavel. Voor drieteenmeeuw leveren beide kavels naar verwachting ongeveer 4 slachtoffers op als gevolg van het windpark. Tot slot worden in totaal 7 slachtoffers onder noordse stormvogels verwacht door verlies van habitat.

Tabel 8.4a Maximaal aantal slachtoffers dat verwacht wordt als gevolg van habitatverlies in Kavel I (a) en Kavel II (b) van windenergiegebied IJmuiden Ver (op basis van Bradbury *et al.* 2014) op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS-scheepstellingen en MWTL-vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015, Potiek *et al.* 2022b), soort-specifieke macro-uitwijkingpercentages en een kaveloppervlak van 93 km² voor Kavel I (a) en 96 km² voor Kavel II (b). Soorten waarvan geen jaarlijkse slachtoffers ten gevolge van habitatverlies worden voorzien zijn niet opgenomen in de tabel.

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	macro-uitwijking (%)	berekende sterfte door habitatverlies
noordse stormvogel	0,46	80%**	3
jan-van-gent	0,31	81,6%*	2
dwergmeeuw	0,24	80%**	2
kleine mantelmeeuw	0,26	63,9%*	2
zilvermeeuw	0,33	44,2%*	1
grote mantelmeeuw	0,16	46,9%*	1
drieteenmeeuw	0,80	57,5%*	4
zeekoet	2,03	80%**	15
alk	0,66	80%**	5

* uit Skov *et al.* 2018.

** gebaseerd op Dierschke *et al.* 2016.



Tabel 8.4b zie boven

soort	gem. jaarlijkse dichtheid (#/km ²)	macro-uitwijking (%)	berekende sterfte door habitatverlies
noordse stormvogel	0,51	80%**	4
jan-van-gent	0,33	81,6%*	3
dwergmeeuw	0,19	80%**	1
kleine mantelmeeuw	0,23	63,9%*	1
zilvermeeuw	0,20	44,2%*	1
grote mantelmeeuw	0,13	46,9%*	1
drieteenmeeuw	0,71	57,5%*	4
zeekoet	1,90	80%**	15
alk	0,62	80%**	5

* uit Skov *et al.* 2018.

** gebaseerd op Dierschke *et al.* 2016.

Beoordeling

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

Barrièrewerking

Voor lokale niet-broedende zeevogels zal door windenergiegebied IJmuiden Ver zelf geen significante effecten van barrièrewerking optreden, omdat er voor deze soorten er geen sprake van gerichte bewegingen op zee waarvoor een windpark aldaar een belemmering op de vliegrouete kan vormen. In potentie kan barrièrewerking onder trekvogels optreden, maar de afstand van omvliegen is minimaal in verhouding tot de totale trekrouete. De effecten worden daarom in beide kavels als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

Onderhoudswerkzaamheden aan windturbines op zee vergen de inzet van schepen. Dit kan zeevogels verstoren. Indirecte effecten van windparken zullen niet optreden voor trekvogels, omdat ze uitsluitend door het plangebied heen vliegen en er niet langere tijd in verblijven. Het zal afhangen van zowel de aard als de frequentie van de werkzaamheden hoe zwaar de verstoring van zeevogels is. Onderzoeksgegevens suggereren een afstotende werking van (onderhouds)schepen op jan-van-gent en alkachtigen, maar een aantrekkende werking op meeuwen. De duur en omvang van onderhoudswerkzaamheden bij windenergiegebied IJmuiden Ver zijn van (veel) beperktere omvang dan de werkzaamheden tijdens aanleg en verwijdering. Hoewel er verschil is tussen de alternatieven (verschillende aantallen en typen turbines) wordt er, gezien de beperkte omvang van de effecten, in de beoordeling geen onderscheid tussen gemaakt. Verstoring door onderhoud vindt in beginsel plaats binnen het windpark, waar gevoelige



zeevogelsoorten toch al zijn verstoord. De (extra) effecten van onderhoud worden daarom voor alle alternatieven in beide kavels als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Effecten van aanwezigheid windpark

Op de funderingen zal aangroei komen, ook in de vorm van potentieel voedsel voor zeevogels (Bouma & Lengkeek 2012). Door het ontstaan van benthische leefgemeenschappen kan daarnaast ook een toename van vis rond de funderingspalen plaatsvinden (Lindeboom *et al.* 2011). Vissen die zich rond en tussen de stortstenen rond de funderingen vestigen kunnen dienen als voedsel voor visetende zeevogels. De windturbines zelf, en een eventuele meetmast of transformatorplatform, zouden zit- en zelfs broedplaatsen kunnen bieden aan sommige zeevogels, zoals meeuwen. Onderzoek naar de korte termijneffecten van windpark OWEZ wijzen op een toename van benthos en vis in de directe omgeving van de palen. Hierdoor zouden goede foerageermogelijkheden voor viseters kunnen ontstaan, waardoor aantrekking van sommige soorten zou kunnen plaatsvinden. Van meeuwen werd geen vermijdingsgedrag geconstateerd en dit zijn ook soorten die potentieel gebruik kunnen maken van de toename van vis, via een toename van het benthos en een afname van de visserij (Krijgsveld *et al.* 2011, Lindeboom *et al.* 2011). De effecten van habitatverandering worden in beide kavels als marginaal positief beoordeeld (0/+).

Samenvattend zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve gevolgen van indirecte effecten. *Worst case* is uitgegaan van marginaal negatieve effecten.

8.2.2 Aanvaringsslachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw bij tiplaagte-verhoging

In het kader van de beoordeling van de effecten van een operationeel windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver zijn voor jan-van-gent en zilvermeeuw aanvaringsslachtoffers berekend voor verschillende tiplaagtes. Hierbij is gebruik gemaakt van de turbinekarakteristieken zoals die gebruikt zijn voor IJmuiden Ver in het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b). Deze karakteristieken komen overeen met de turbines die in voorliggend rapport zijn gebruikt in de berekeningen voor alternatief 1. De aanvaringsslachtoffers zijn echter conform KEC 4.0 berekend voor het gehele windenergiegebied IJmuiden Ver, dus inclusief kavels I, II, III en IV.

Het aantal aanvaringsslachtoffers onder jan-van-gent in windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I t/m IV tezamen) bedraagt **216** bij turbines met een tiplaagte van 25 m (tabel 8.5). Bij het verhogen van de tiplaagte tot 40 m daalt het aantal slachtoffers stapsgewijs naar **90**. Voor zilvermeeuw geldt dat het aantal aanvaringsslachtoffers daalt van **35** naar **28** bij een verhoging van de tiplaagte van 25 m naar 40 m.



Tabel 8.5 *Het aantal aanvaringslachtoffers onder jan-van-gent en zilvermeeuw in windenergiegebied IJmuiden Ver (kavels I t/m IV tezamen) bij verschillende tiplaagtes. De overige turbinekarakteristieken zijn gelijk aan die van de turbines gebruikt in de berekening voor alternatief 1 van voorliggend document.*

soort	tiplaagte (m)	aanvaringslachtoffers
jan-van-gent	25	216
	30	166
	35	127
	40	90
zilvermeeuw	25	35
	30	33
	35	30
	40	28

8.2.3 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen en habitatverlies

Zoals in §6.1.2 al is beschreven, worden de effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op broedende kleine mantelmeeuwen uitsluitend op de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebied Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee behandeld. Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt niet binnen de foerageerrange van andere Nederlandse of buitenlandse kolonies in Natura 2000-gebieden waarvoor een instandhoudingsdoelstelling voor kleine mantelmeeuw als broedvogel is geformuleerd.

De berekeningen van slachtoffers van kleine mantelmeeuwen uit Natura 2000-gebieden leveren minder dan 1 slachtoffer op voor elk van de drie kolonies door aanvaringen en habitatverlies (tabel 8.6 en 8.7). Dit geldt voor beide kavels. De kolonie uit het Natura 2000-gebied Duinen Texel ondervindt procentueel de meeste slachtoffers, maar zelfs voor deze kolonie ligt de maximale additionele sterfte op 0,06% van de natuurlijke mortaliteit voor Kavel I en 0,05% voor Kavel II, namelijk bij alternatief 1. Wanneer de additionele sterfte door een windpark niet groter is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie van de onderzochte soort, kan met zekerheid gesteld worden dat dit geen invloed heeft op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van de Natura 2000-gebieden en wordt het effect van een windpark als verwaarloosbaar klein ofwel 'niet significant' geclassificeerd (zie § 5.2.4 voor beschrijving beoordelingsnormering).



Tabel 8.6a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte onder kleine mantelmeeuwen voor alternatief 1 (a) en alternatief 2 (b) van Kavel I van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,03%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.6b *zie boven*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.7a *Het aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies in relevante Natura 2000-gebieden en de resulterende additionele sterfte van kleine mantelmeeuw voor alternatief 1 (a) en alternatief 2 (b) van Kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver. De slachtofferaantallen zijn gecorrigeerd voor de afstand tussen de kolonies en het windenergiegebied en het deel floaters in de populatie om tot een schatting van het aantal vogels afkomstig uit de verschillende kolonies te komen. De natuurlijke sterfte is berekend op basis van aantallen broedparen in de verschillende kolonies (NEM (Sovon, CBS, provincies) 2022) en een jaarlijkse overleving van 91% (Camphuysen & Gronert 2012).*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,002%	<1	0,002%	<1	0,004%

Tabel 8.7b *zie boven*

gebied	aantal broed- paren	natuurlijke sterfte	1%- mort.	aanvaring		habitatverlies		gezaamenlijk	
				#	addit. sterfte	#	addit. sterfte	#	addit. sterfte
Duinen Texel	7.996	1.439	14	<1	0,02%	<1	0,03%	<1	0,05%
Duinen Vlieland	3.359	605	6	<1	0,02%	<1	0,02%	<1	0,04%
Waddenzee (NL)	21.104	3.799	38	<1	0,001%	<1	0,002%	<1	0,003%

Barrièrewerking

Broedvogels die foerageren op zee en broeden in kolonies aan de kust zouden in potentie de aanwezigheid van een offshore windpark kunnen ervaren als barrière tijdens vluchten



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

Indirecte effecten

Effecten van onderhoud van het windpark

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

Effecten van aanwezigheid windpark

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

Samenvatting

Op basis van bovenstaande zijn er zowel marginaal positieve als marginaal negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten, waardoor in de *worst case*-situatie moet worden uitgegaan van de marginaal negatieve effecten. Gezien de beperkte omvang van effecten in de *worst case*-situatie kunnen significante negatieve effecten als gevolg van indirecte effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor kolonievogels van Natura 2000-gebieden met zekerheid uitgesloten worden.

8.2.4 Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Aanvaringen

Onder zes zeevogelsoorten, namelijk drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, jan-van-gent, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw, zijn buiten het broedseizoen aanvaringsslachtoffers te verwachten in windenergiegebied IJmuiden Ver (tabel 8.2 en 8.3). Voor al deze soorten zijn voor niet-broedvogels IHD's geformuleerd in één of meerdere Natura 2000-gebieden (zie §2.1.3). Al deze vogelsoorten kunnen buiten het broedseizoen een nomadische levenswijze over de Noordzee leiden. Het is momenteel onbekend of, en zo ja hoe lang, ze binding met specifieke gebieden op zee hebben. Om die reden kan niet bepaald worden of slachtoffers die vallen buiten het broedseizoen in



windenergiegebied IJmuiden Ver tot populaties uit Natura 2000-gebieden behoren. Op basis daarvan kunnen significant negatieve effecten op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden niet op voorhand worden uitgesloten.

Habitatverlies

De kortste afstand tot het dichtstbijzijnde Natura 2000-gebied Bruine Bank bedraagt voor Kavel I en Kavel II respectievelijk 2 km en 2,02 km. In de Bruine Bank gelden IHD's voor de soorten jan-van-gent, grote jager, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, zeekoet en alk, die gevoelig kunnen zijn voor habitatverlies. Conform de KEC methodiek (Rijkswaterstaat 2015, 2019) geldt een verstoringsafstand van 500 m zodat er geen overlap plaats tussen verstoord gebied vanwege windenergiegebied IJmuiden Ver en de Bruine Bank. Uit voorzorg is eerder het aanhouden van een verstoringsafstand van 2 km voor zeekoeten en alken geadviseerd (Petersen *et al.* 2006; Vanermen *et al.* 2015). Ook bij het hanteren van een dergelijke conservatieve verstoringsafstand ligt de Bruine Bank buiten de directe verstoringszone van windenergiegebied IJmuiden Ver.

Bovendien is het belangrijk om te benadrukken dat de slachtofferberekeningen op *worst case*-scenario's berusten. In het Verenigd Koninkrijk adviseert de JNCC om 40-60% vermijding te gebruiken voor alkachtigen (Busch *et al.* 2015) en geen 100%, zoals in het KEC wordt gehanteerd. Volgens een recente studie over de verspreiding van zeekoeten gemeten met gps-zenders is het aantal vogels 63% minder in windparken dan daarbuiten als de turbines niet operationeel zijn en 75% minder als de wieken draaien (Peschko *et al.* 2020). Ten opzichte van onze aannames dat 100% van de individuen verstoord raken, zou dus een deel van de vogels wel gebruik blijven maken van windparken. Bovendien lijken zeekoeten ook te wennen aan offshore windparken, zodat na verloop van tijd minder individuen een windpark vermijden dan in de beginfase (Leopold & Verdaat 2018). Mogelijk ook door deze gewenning lijken de resultaten van veldmetingen ook geen eenduidige effecten van offshore windparken te laten zien (Leopold 2018). Zo zijn vergeleken met de situatie voorafgaand aan de bouw van windparken de aantallen alken en zeekoeten sterk afgenomen in sommige windparken, maar niet veranderd of zelfs toegenomen in andere (Dierschke *et al.* 2016). Dit laatste kan mogelijk te maken hebben met de toegenomen visstanden in offshore windparken, waardoor deze gebieden relatief aantrekkelijk worden voor visetende vogels zoals alkachtigen (Krijgsveld *et al.* 2011; Vanermen *et al.* 2011).

Al met al zal waarschijnlijk niet 100% van de vogels het plangebied vermijden zoals aangenomen, en ook de aangenomen 10% sterfte van de verstoorde vogels is zeker aan de veilige kant. Een bio-energetisch model om de effecten van habitatverlies te schatten (Searle *et al.* 2014) suggereerde dat de impact op adulte overleving minder dan 0,5% zou bedragen. In het Verenigd Koninkrijk worden dan ook in beoordelingen sterftepercentages als gevolg van habitatverlies vanaf de 1% gebruikt, met als maximum 10% (Busch *et al.* 2015).

Op basis van bovenstaande argumenten sluiten we significant negatieve effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden als gevolg van direct habitatverlies uit.



8.3 Effectbepaling en -beoordeling vleermuizen

In tegenstelling tot vogels zijn er zeer weinig gegevens over verspreiding en dichtheden van vleermuizen boven de Noordzee beschikbaar. Op basis van de bestaande kennis wordt echter verondersteld dat effecten van windparken op zee op vleermuispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Hier wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver.

8.3.1 Aanvaringen

Zoals beschreven in § 5.3.1 wordt in voorliggend rapport een *worst case*-scenario van 1 slachtoffer per turbine per jaar gehanteerd. Op basis hiervan worden in een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver maximaal 67 slachtoffers per jaar verwacht bij alternatief 1 en 50 slachtoffers per jaar bij alternatief 2. Gezien de beschikbare gegevens over vleermuisactiviteit boven de Noordzee is het realistisch om deze getallen te verdelen op basis van het relatieve voorkomen van ruige dwergvleermuis (95,7%), rosse vleermuis (2,6%), tweekleurige vleermuis (1,2%) en gewone dwergvleermuis (0,5%). Met deze benadering wordt de *worst case*-schatting voor de ruige dwergvleermuis 64 slachtoffers per jaar voor alternatief 1 en 48 slachtoffers per jaar voor alternatief 2. Voor de rosse vleermuis worden de schattingen 1 slachtoffer per jaar voor zowel alternatief 1 als alternatief 2. Van de overige vleermuissoorten vallen bij geen van de alternatieven jaarlijks slachtoffers. Hiermee worden de effecten voor alternatief 1 met de meeste turbines negatiever beoordeeld (-/-) dan alternatief 2 met de minste turbines (-).

8.3.2 Overige effecten

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

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



8.4 Samenvatting effecten op vogels en vleermuizen

De volledige effectbeoordeling is samengevat in tabel 8.8.

Tabel 8.8 Effectbeoordeling van de verschillende alternatieven in Kavel I en Kavel II van het windenergiegebied IJmuiden Ver op beschermde vogelsoorten, vogels uit Natura 2000-gebieden en vleermuizen.

effecten windpark	alternatief 1 67 * 15 MW	alternatief 2 50 * 20 MW
Aanlegfase		
<u>Vogels</u>		
- aanleg funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanleg funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0
Gebruiksfase		
<u>Lokale zeevogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Trekvogels</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0/-	0/-
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	0	0
<u>Broedvogels uit Natura 2000</u>		
- aanvaringen	-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	-	-
- indirecte effecten	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- aanvaringen	--/-	-
- barrièrewerking	0	0
- habitatverlies	0	0
- indirecte effecten	+/-	+/-
Verwijderingsfase		
<u>Vogels</u>		
- weghalen funderingen	0/-	0/-
- toegenomen scheepvaart	0/-	0/-
<u>Vleermuizen</u>		
- weghalen funderingen	0	0
- toegenomen scheepvaart	0	0



9 Effectbepaling en -beoordeling vissen en benthos

9.1 Effecten op vissen

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op vispopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Tabel 9.1 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling voor de twee alternatieven. Er zijn geen vissoorten aangewezen voor het nabijgelegen Natura 2000-gebied Bruine Bank, dat in de invloedssfeer van windenergiegebied IJmuiden Ver ligt. Effecten op vissoorten met een instandhoudingsdoelstelling zijn daarmee uitgesloten. Wel worden elasmobranchen en de kabeljauw, relevante soorten voor de KRM, besproken in voorliggende effectbeoordeling en ook apart behandeld in hoofdstuk 9.4.

Tabel 9.1 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase windenergiegebied IJmuiden Ver op vissen.

fase	effecten windpark	alternatief 1 67 x 15 MW-gravity based turbines	alternatief 2 50 x 20 MW- monopile turbines
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
	- bodemberoering - vertroebeling	0	0
	- bodemberoering - habitatdestructie	0/-	0/-
Exploitatie	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0	0
	- EMF door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

9.1.1 Effecten tijdens de constructiefase

Effecten op vissen kunnen onderverdeeld worden in effecten van geluidstrillingen ten gevolge van heiwerkzaamheden en effecten ten gevolge van bodemberoerende werkzaamheden door het plaatsen van de windturbines en erosiebescherming op de zeebodem en het trekken van de kabels.

Monopile funderingen moeten de bodem in worden geheid, dit is bij *gravity based* fundering niet nodig. Hoewel onderbouwde meetreeksen waarbij effecten op de visgemeenschap ten gevolge van de aanleg van een windpark op zee zeer schaars zijn, lijken de effecten op vis tijdens de constructiefase zeer beperkt. Experimentele studies naar geluidseffecten van heiwerkzaamheden op vissen en vislarven tonen geen duidelijke (blijvende) schade aan op vissen. Uitsluitend als de geluidsbron zich op zeer korte afstand bevindt kan in het ergste geval sterfte optreden (Hawkins 2005, Caspar *et al.* 2013, Herbert-Read *et al.* 2017). De beperkte veldstudies naar het gedrag van vissen tijdens heiwerkzaamheden lieten zien



dat vissen wel tijdelijke gedragsverandering kunnen ondergaan wanneer er nabij wordt geheid, maar over het algemeen niet het gebied verlaten (Lafrate *et al* 2016, Knaap *et al* 2022). Vooralsnog zijn er geen wetenschappelijke veldstudies die (indirecte) vissterfte hebben aangetoond door heiwerkzaamheden. Negatieve effecten van trillingen die tijdens heiwerkzaamheden worden geproduceerd op vis(populaties) in het plangebied zijn niet aannemelijk. De effecten van het geluid dat vrijkomt tijdens het heien van monopiles wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase, zoals het plaatsen van de funderingen en het storten van de erosiebescherming, kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Er zijn echter geen studies die duidelijk aantonen dat een dergelijke kleinschalige vertroebeling een nadelig effect heeft op vissen die in het plangebied voorkomen. Vissen in de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). Bovendien wordt de zeebodem in het plangebied gekenmerkt door betrekkelijk hoge dynamiek met continu zandtransport. De effecten van vertroebeling op vissen worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoering heeft ook een direct effect op aanwezige vissen in het gebied. De zachte bodemstructuur wordt bij de turbines vervangen door een harde bodemstructuur. Vissen met een mobiele levenswijze worden waarschijnlijk nauwelijks beïnvloed door deze verstoring. De vissen vluchten weg bij aanvang van de werkzaamheden en het verlies aan bodemareaal is zeer klein ten opzichte van het totale aanwezig bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Vissen met een sterk bodemgebonden levenswijze hebben doorgaans een minder mobiele levenswijze en verschuilen zich in de bodem of tussen ruimtelijke structuren op de zeebodem. In het geval deze structuren aanwezig zijn op de locaties waar de windturbines, erosiebescherming en kabels worden geplaatst, kunnen de individuen geschaad of vernietigd worden. Het aandeel van de populatie van de relevante soorten, zoals roggen, dat op deze wijze beïnvloed kan worden is echter zeer beperkt ten opzichte van de totale populatie in dit deel van de Noordzee. Daarbij zijn roggen wel mobiele soorten die zich snel kunnen verplaatsen. De effecten van habitatdestructie worden als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op vissen te verwachten. Sleepnetvisserij in het plangebied wordt uitgesloten, wat mogelijk een marginaal positief effect zal hebben op specifieke vissoorten (zoals de kabeljauw) in het gebied. De onderwaterstructuren van de windturbines en de erosiebescherming hebben een marginaal positief effect op vissen. Soorten kunnen dit gebruiken als schuil- en foerageerhabitat en als kraamkamer. Dit geldt dus ook voor de elasmobranchen. In OWEZ zijn de stekelrog en gevlekte gladde haai al waargenomen (van Hal *et al*. 2012). Echter, de demersale en pelagische vismonitoringen in de windparken OWEZ en PAWP vergeleken met referentiegebieden suggereren dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is. Er zijn geen significante verschillen aantoonbaar



tussen vispopulaties voor, één en vijf jaar na de aanleg van OWEZ (van Hal *et al.* 2012) of vijf jaar na de aanleg van PAWP (van Hal 2013, 2014). Wel is aangetoond dat binnen een windpark de monopiles een aantrekkende werking hebben op de aanwezige vissen, zoals op kabeljauw (Lindeboom *et al.* 2011, van Hal *et al.* 2017, Mavraki *et al.* 2021). Er wordt aangenomen dat de algemene effecten van de windparken op de visgemeenschap vergelijkbaar zullen zijn, ook al ligt het plangebied van IJmuiden Ver in een ander gebied dan deze parken dicht bij de kust, en komen er in het huidige plangebied meer pelagische vissoorten voor. De effecten van uitsluiten van visserij worden als neutraal beoordeeld aangezien dit nog niet wetenschappelijk is aangetoond (0), en de beschikbaarheid aan hard substraat wordt als marginaal positief beoordeeld gezien het positieve effect op specifieke soorten (effectbeoordeling: 0/+).

Over het effect van EMF op vissen is nog maar weinig bekend, al zal dit voornamelijk van impact zijn op haaien en roggen. Veldstudies lieten tot dusverre geen barrièrewerking zien van windturbinekabels door EMF, maar wel werd aangetoond dat het gedrag van vissen kan veranderen bij de windturbinekabels (Westerberg & Lagenfelt 2008, Gill & Desender 2020, Copping *et al.* 2021). Gedragsverandering, al dan niet tijdelijk, kan wel schadelijk zijn voor een soort (bijvoorbeeld door energieverlies), maar onderzoeksresultaten hierover zijn nog niet beschikbaar. Het effect van elektromagnetische velden wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.1.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en erosiebescherming verwijderd. Naar verwachting zal dit harde substraat zich tijdens de operationele fase van het park als habitat hebben ontwikkeld voor vissen. Soorten die het habitat als schuilplaats en/of leefgebied gebruiken (soorten met een bodemgebonden levenswijze) kunnen hierbij direct geschaad en/of vernietigd worden. Daarnaast zullen andere vissoorten die foerageren rondom de windturbines blootgesteld worden aan een lager voedselaanbod en verhoogde predatiedruk, zeker wanneer het visserijverbod wordt opgeheven. Geluidseffecten en effecten van vertroebeling tijdens de verwijderingsfase zullen niet anders van aard zijn dan beschreven tijdens de constructiefase. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat wordt als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -) indien vergeleken met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten echter als neutraal beoordeeld (0).

9.2 Effecten op benthos

Op basis van bestaande kennis wordt verondersteld dat effecten van (de aanleg van) windparken op zee op benthospopulaties niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de effecten van de twee alternatieven van windparkontwikkeling in het windenergiegebied IJmuiden Ver. Tabel 9.2 geeft een samenvatting van de effectbeoordeling. Geen van de hier behandelde soorten heeft een instandhoudingsdoelstelling voor Natura 2000-gebieden. Effecten in het kader van Natura 2000-doelen zijn daarmee uitgesloten. Wel worden *Sabellaria*-banken, een relevant



habitattype voor de KRM, besproken in voorliggende effectbeoordeling en ook behandeld in hoofdstuk 9.4.

Tabel 9.2 Effectbeoordeling van effecten tijdens de gebruiksfase van windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos.

fase	effecten windpark	alternatief 1 67 x 15 MW-gravity based turbines	alternatief 2 50 x 20 MW- monopile turbines
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0
	- bodemberoering – vertroebeling	0	0
	- bodemberoering - habitatdestructie	-	-
Exploitatie	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+
	- uitsluiting van sleepnetvisserij	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

9.2.1 Effecten tijdens de constructiefase

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op benthos zijn maar zeer beperkt beschikbaar. Bij enkele benthossoorten (mosselen en kreeftachtigen) is een tijdelijke gedragsverandering aangetoond tijdens blootstelling aan geluid (Roberts *et al.* 2015, 2016, Spiga *et al.* 2016, Corbett 2019). Bij monitoring van OWEZ en PAWP zijn geen veranderingen in de benthosgemeenschap vastgesteld tussen de fase voor en na constructie die op grote schade duiden als gevolg van de constructie (Bergman *et al.* 2012, Vanagt *et al.* 2013). Negatieve effecten ten gevolge van geluidseffecten van heiwerkzaamheden op benthos worden als neutraal beoordeeld vanwege de relatief korte duur aan geluidsblootstelling en de beperkte aanwijzing dat dit schade toebrengt aan benthossoorten (effectbeoordeling: 0).

Bodemberoerende activiteiten tijdens de constructiefase kunnen tijdelijk leiden tot vertroebeling van de waterkolom, al is dit in beperkte mate. Verschillende studies tonen aan dat typerende bodemsoorten zoals zwaardschede robuust zijn tegen deze verstoring. Schelpdieren in dit deel van de Noordzee zijn waarschijnlijk relatief bestand tegen tijdelijke periodes van plotselinge vertroebeling omdat dit van nature ook regelmatig voorkomt in de Noordzee (bijv. tijdens herfst- en winterstormen). De effecten van vertroebeling worden dan ook als neutraal beoordeeld (effectbeoordeling: 0).

Er zijn weinig onderbouwde meetreeksen waarbij effecten van de aanleg van een windpark op zee op benthos is gekwantificeerd. Tijdens de bodemberoerende activiteiten tijdens constructiefase wordt een beperkt areaal zachte (zand)bodem vervangen door een harde bodemstructuur van de windturbinezulen en erosiebescherming. Ook worden kabels in de zeebodem aangelegd. De bodemfauna die op deze locaties aanwezig is, zal hierbij vernietigd worden. Het areaal aan bodem dat beïnvloed zal worden in het plangebied is echter verwaarloosbaar ten opzichte van het totale bodemareaal in dit deel van de Noordzee. Daarnaast zijn de betreffende soorten relatief algemeen en hebben een hoge



populatiegroei, en zijn soorten door OSPAR aangemerkt als bedreigd en/of afnemend niet waargenomen. Dit geldt echter niet voor *Sabellaria*-banken, een kritisch habitat dat mogelijk in het plangebied aanwezig is. Deze rifvormende soort kan door de aanleg van een turbine worden vernietigd, zeker in het geval van alternatief 1 waarbij 17 turbines meer worden geplaatst dan bij alternatief 2. Daarbij beslaat een *gravity based* fundering een groter oppervlakte dan een *monopile* fundering. Door het mogelijk negatieve effect op *Sabellaria*-banken wordt het effect van habitatdestructie als negatief beoordeeld voor beide scenario's (effectbeoordeling: -).

9.2.2 Effecten tijdens de exploitatiefase

Tijdens de operationele fase zijn geen negatieve effecten op benthos te verwachten: de windturbinepalen en erosiebescherming zullen naar alle waarschijnlijkheid gekoloniseerd worden door een nieuwe bodemlevensgemeenschap. Sommige soorten komen nu al voor in het plangebied, maar andere soorten zijn typerend voor hard substraat. De totale soortdiversiteit van het benthos zal waarschijnlijk toenemen, mede door het ontstaan van een intergetijdegebied langs de monopile. Een deel van deze nieuwe substraatgemeenschap kan echter uit exotische soorten komen te bestaan. Exotische soorten kunnen inheemse soorten negatief beïnvloeden. In een windpark komt het overgrote deel van de aangetroffen exoten voor in het intergetijdengebied op de turbine palen (Kerckhof *et al.* 2016). Tot dusverre is (nog) niet aangetoond dat niet-inheemse soorten hier concurreren met inheemse soorten (Degraer *et al.* 2020). Het kan wel zo zijn dat soorten volgens het *steppingstone effect* via windparken in (kust)gebieden komen waar zij niet eerder voorkwamen. Over het algemeen is er sprake van een verrijking van de lokale biodiversiteit van de bodemgemeenschap die weer positieve effecten heeft op andere delen van het ecosysteem (nieuw habitatype, voedsel etc.). Er wordt vanuit gegaan dat er tijdens de operationele fase van het park geen negatieve effecten zullen optreden op benthos. De effecten worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0).

Bodemberoerende visserij in het plangebied wordt uitgesloten. In theorie zal het mogelijk een marginaal positief effect hebben op de zacht substraat benthosgemeenschap in het gebied. Echter, er zijn geen grote veranderingen aangetroffen tussen de situatie voor en na aanleg van OWEZ (Bergman *et al.* 2012) of PAWP (Lock *et al.* 2014, Leewis & Klink 2017, Leewis *et al.* 2018). Ook in de Belgische Noordzee werd respectievelijk 6 en 7 jaar na constructie van de windparken C-Power en Belwind geen effect aangetoond van uitsluiting voor visserij (Degraer *et al.* 2018). Uitsluiting van bodemberoerende visserij tijdens de aanleg- en gebruiksfase kan wel de ontwikkelingen van *Sabellaria*-banken bevorderen. Dit effect is aangetoond in het Verenigd Koninkrijk, waar vóór en na de aanleg van het Thanet Offshore windpark geen nadelig effect werd aangetoond op het areaal aan *Sabellaria*-banken. Er werd zelfs een toename geconstateerd binnen het plangebied (Pearce *et al.* 2014). De huidige onderzoeken tonen tot dusverre aan dat het effect van de aanleg van een windpark over langere termijn verwaarloosbaar is voor het aanwezige benthos, maar dat het wel kansen biedt voor het behouden en uitbreiden van *Sabellaria*-banken. De twee effecten tegen elkaar opwegend worden dan ook als marginaal positief beoordeeld (+/0).



Hoewel het duidelijk is dat ook bodemdieren magnetische velden kunnen detecteren en erop reageren, is er tot nu toe onvoldoende empirisch bewijs om een significant schadelijk biologisch effect op mariene organismen door EMFs van windparken te ontkennen al dan niet te suggereren (Bochert & Zettler 2006, Love *et al.* 2015, 2017, Emma 2016, Snoek *et al.* 2016, Hutchison *et al.* 2018, Taormina *et al.* 2018, Gill & Desender 2020). Het effect van elektromagnetische velden wordt als marginaal negatief beoordeeld (effectbeoordeling: 0/-).

9.2.3 Effecten tijdens de verwijderingsfase

Tijdens de verwijderingsfase worden de windturbines en erosiebescherming verwijderd. Naar verwachting zal zich een biodiverse harde substraatgemeenschap op deze structuren hebben ontwikkeld. Deze gemeenschap zal grotendeel verloren gaan als de structuren worden verwijderd. Geluidseffecten en effecten van vertroebeling tijdens de verwijderingsfase zullen niet anders van aard zijn dan beschreven tijdens de constructiefase. De effecten van het verlies van het nieuw ontstane habitat worden als negatief beoordeeld (effectbeoordeling: -) indien vergeleken wordt met de tijdens de exploitatiefase ontstane situatie. Refererend aan de nulsituatie worden de effecten als neutraal beoordeeld (0).

9.3 Algemene samenvatting effecten op vissen en benthos

Een samenvatting van de effecten op benthos en vissen zijn weergegeven in tabel 9.3.

Tabel 9.3 Effectbeoordeling van effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op benthos en vissen.

Fase	effecten windpark	vissen		benthos	
		alternatief	alternatief	alternatief	alternatief
		1	2	1	2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-	n.v.t.	0
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering	0/-	0/-	-	0/-
	(habitatdestructie)				
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0/+	0/+	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-	0/-	0/-
	- kunstmatig hard substraat	0/+	0/+	0/+	0/+
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0	0	0

Het totale areaal aan bodemoppervlak dat beïnvloed wordt is verwaarloosbaar ten opzichte van het totale beschikbare bodemareaal in het betreffende deel van de Noordzee. Daarnaast zijn in dit deel van de Noordzee, met uitzondering van *Sabellaria spinulosa*, geen soorten benthos of vissen bekend met een zeer beperkte verspreiding of kleine populatieomvang waardoor verlies aan individuen of leefgebied een significante invloed op de totale populatie kan hebben. Er is dus wel een kans aanwezig dat er *Sabellaria*-banken



in het plangebied aanwezig zijn, en als deze op locaties liggen waar een turbine is gepland of kabels worden gelegd, zullen deze worden vernietigd.

Het heien kan een negatief effect hebben op vissen en benthos. Echter, dit effect vindt maar tijdelijk plaats. Er wordt per dag maar één windturbine geplaatst met een totaal aantal turbines van 50 tot 67 stuks. Wanneer er *gravity based* funderingen worden gebruikt hoeft er niet geheid te worden.

De komst van windturbines zal waarschijnlijk in een positief effect op de totale biodiversiteit van de benthos- en visgemeenschap resulteren, omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht. Zij nemen de rol over van oorspronkelijke natuurlijke riffen, die in de Noordzee zijn verdwenen. Er is tot dusverre nog geen onderzoek dat ook daadwerkelijk aantoont dat benthos- en visgemeenschappen significant toenemen binnen een windpark ten opzichte van referentiegebieden daarbuiten. Wel hebben verschillende onderzoeken aangetoond dat vissoorten waaronder kabeljauw een windpark niet vermijden en binnen een park tot de turbines worden aangetrokken. Over het effect van windparken op elasmobranchen zijn kennisleemtes, maar er zijn waarnemingen van roggen en haaien binnen windparken. De invloed van waargenomen gedragsveranderingen als reactie op EMF bij enkele (experimentele) studies op de soorten is nog onbekend en hiermee niet uit te sluiten.

9.4 Samenvatting effecten op KRM vis- en benthossoorten en habitats

Zoals beschreven in hoofdstuk 2.4, beschrijft de KRM de goede milieutoestand aan de hand van elf elementen, de zogenaamde descriptoren. Daarbij zijn de descriptoren 1 (biodiversiteit) en 6 (integriteit van de bodem) voor de beoordeling van de effecten van een windpark op vis- en benthossoorten het meest relevant. Relevante soorten en habitats conform de KRM die voorkomen in het plangebied en die ook zijn behandeld in voorliggend document zijn de kabeljauw en elasmobranchen (descriptor biodiversiteit), en *Sabellaria*-banken (descriptor integriteit zeebodem). Een samenvatting van de effecten op deze soorten en habitats is weergegeven in tabel 9.4.



Tabel 9.4 Effectbeoordeling van effecten van windenergiegebied IJmuiden Ver op KRM soorten en habitats.

Fase	effecten windpark	kabeljauw		elasmobranchen	
		alternatief	alternatief	alternatief	alternatief
		1	2	1	2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-	n.v.t.	0
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	0	0	0	0
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	0/+	0/+	0/+	0/+
	- EMF door kabels	0/-	0/-	-	-
	- kunstmatig hard substraat	+	+	0/+	0/+
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0	0	0

fase	effecten windpark	Sabellaria-banken	
		alternatief 1	alternatief 2
Constructie	- geluidstrillingen door heien	n.v.t.	0/-
	- bodemberoering (vertroebeling)	0	0
	- bodemberoering (habitatdestructie)	-	-
Exploitatie	- uitsluiting van visserij	+	+
	- EMF door kabels	n.v.t.	n.v.t.
	- kunstmatig hard substraat	0	0
Verwijdering	- verlies nieuw habitat	0	0

Descriptor 1: Biodiversiteit

Kabeljauw en elasmobranchen kunnen, zoals vissen in het algemeen, negatieve effecten ondervinden van het geluid dat bij het heien van monopiles vrijkomt. Recent toonden van der Knaap *et al.* (2022) wel aan dat getagde kabeljauwen het gebied niet verlieten waar een windpark werd aangelegd. De bodemberoerende activiteiten tijdens de aanleg van het windpark, resulterend in plaatselijke habitatdestructie, zullen niet van grote invloed zijn vanwege het mobiele karakter van deze vissoorten en de relatief kleine omvang van de vernietigde habitat ten opzichte van het hele leefgebied van deze soorten. Wanneer het plangebied wordt geëxploiteerd, zou dit door uitsluiting van (bodem)visserij een positief effect kunnen hebben op de vissoorten, zeker voor een belangrijke doelsoort van de visserij op de Noordzee als de kabeljauw. Daarbij is aangetoond dat turbines een aantrekkende werking hebben op vissoorten waaronder de kabeljauw (Lindeboom *et al.* 2011, van Hal *et al.* 2017, Mavraki *et al.* 2021). Ook is waargenomen dat gezenderde juveniele kabeljauwen zich langere tijd ophielden binnen offshore windparken waarmee een kraamkamerfunctie werd aangetoond (Winter *et al.* 2010, Reubens 2011, van Hal *et al.* 2012). De kunstmatige structuren, zoals de turbines maar ook de erosiebescherming, kunnen fungeren als kraam-, schuil- en foerageerhabitat waarbij al verschillende soorten elasmobranchen zijn waargenomen binnen offshore windpark OWEZ (van Hal *et al.* 2012). Over het effect van EMF bij kabels is nog weinig bekend, maar dit zal naar verwachting voornamelijk een effect



hebben op elasmobranchen. Haaien en roggen kunnen deze detecteren en soms door worden aangetrokken. Ten opzichte van de nulsituatie worden de effecten van het verwijderen van het nieuwe habitat als neutraal beoordeeld.

Descriptor 6: Integriteit zeebodem

Data over effecten ten gevolge van heigeluiden op *Sabellaria*-banken zijn niet beschikbaar. *Sabellaria*-banken zijn mogelijk in het plangebied van IJmuiden Ver aanwezig en zijn, gezien hun niet-mobiele karakter, zeer kwetsbaar voor bodemberoerende activiteiten resulterend in habitatdestructie. Wanneer deze biogene riffen aanwezig zijn op de locatie waar een turbine of kabel wordt geplaatst, zullen deze vernietigd worden. (Lichte) vertroebeling kan een positief effect hebben op *Sabellaria*-banken hebben omdat de wormen gesuspendeerd sediment nodig hebben voor het vormen van de rifstructuur, maar vanwege de tijdelijkheid hiervan is dit te verwaarlozen. Wanneer het windpark eenmaal aanwezig is, worden geen negatieve effecten op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-banken verwacht, en zal het uitsluitel van bodemberoerende visserij naar verwachting tot een positief effect leiden. Over de invloed van EMF op *Sabellaria* is nog niks bekend, maar het EMF van een kabel strekt zich slechts enkele meters uit, het uiteindelijke waarneembare veld is dus enkel aanwezig in de directe omgeving van de kabel. Aangezien een mogelijk aanwezige *Sabellaria*-bank wordt vernietigd bij de aanleg van een kabel is te verwachten dat *Sabellaria*-banken niet noemenswaardig worden blootgesteld aan EMF. *Sabellaria*-banken zijn niet afhankelijk van hard substraat en komen voor op zandbodems; het nieuw aanwezige hard substraat heeft hiermee geen positief effect. Ten opzichte van de nulsituatie worden de effecten van het verwijderen van het windpark als neutraal beoordeeld.



10 Mitigatie

10.1 Vogels en vleermuizen

10.1.1 Constructiefase

Mochten er effecten zijn vanwege constructie van windturbines op zee dan vinden die alleen plaats in de maanden dat er relatief grote aantallen verstoringsgevoelige zeevogelsoorten in het gebied aanwezig zijn. Hoe vroeger in het jaar gebouwd wordt, hoe groter de verstoring zal zijn. Vanaf juni tot en met september is nauwelijks een effect op zeevogels te verwachten, omdat de meest verstoringsgevoelige soorten (alk en zeekoet) dan elders verblijven.

Om het effect van verlichting op vogels te minimaliseren zou 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting moeten worden toegepast, en dan idealiter ook gebruik worden gemaakt van verlichting met een 'vogelvriendelijke' kleur, zoals groen of blauw (Poot *et al.* 2008).

10.1.2 Operationele fase

Vogels

Uit hoofdstuk 9 blijkt dat alternatief 2 de minste impact op vogels en vleermuizen heeft. Effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver worden dus geminimaliseerd door een zo klein mogelijk aantal grote turbines (minste aantal slachtoffers) op een zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) neer te zetten. Verder heeft het aantal rotorbladen volgens modelberekeningen een evenredig effect op het aantal vogelslachtoffers: een turbine met drie bladen veroorzaakt een derde meer slachtoffers dan een turbine met twee bladen (Bijlage IV).

Onduidelijk is of verdere **inrichtingsmaatregelen** nog effect sorteren op zeevogels, omdat de mate van habitatverlies van verschillende configuraties van windturbines, de stimulus voor habitatverlies, alsook de mate waarin vogels uiteindelijk zullen wennen aan windturbines, nog niet goed bekend zijn. Eerder onderzoek suggereert wel dat de configuratie van het park, en dan met name de aanwezigheid van corridors, gunstig kan uitpakken voor sommige soorten. Aan de oostkust van Engeland bleken groepen ganzen bijvoorbeeld gebruik te maken van een corridor tussen twee opstellingen van windparken (Plonczkier & Simms 2012). Ook in OWEZ leken vogels liever het windpark te kruisen op plaatsen waar er alleen een enkele rij turbines stond en leken vogels een voorkeur te hebben om langs stilstaande turbines te vliegen in plaats van langs draaiende turbines (Krijgsveld *et al.* 2011). Het is echter onbekend wat de minimale breedte van een 'corridor' zou moeten zijn.

Het effect van een **alternatieve vorm** van het windpark (bijv. langgerekt, vierkant, ruitvormig etc.) op risico's voor vogels is nauwelijks bekend. In theorie zou een langwerpige



opstelling of een ruitvorm, waarvan de korte zijden c.q. de punten in de overwegende vliegrichting wijzen, het aanvaringsrisico beperken. Langs de kust overheerst de noord-zuid trek. Gezien de ligging van het windenergiegebied IJmuiden Ver speelt de oost-west trek (naar de Britse eilanden) naar verwachting een minder grote rol. Er is onvoldoende bekend om een bepaalde voor vogels gunstiger vorm van het windpark te adviseren. De onderlinge afstand tussen turbines lijkt uit eerder onderzoek wel van belang voor vermijdingsgedrag van vogels. Uit een vergelijkend onderzoek tussen OWEZ en PAWP lijkt naar voren te komen dat in parken met een hoge dichtheid aan turbines een grotere versturende werking wordt gevonden dan in parken waar de turbines verder uit elkaar staan, hoewel ook andere factoren zoals turbinegrootte en minimale tiphoogte mogelijk een rol spelen (Leopold *et al.* 2011, 2012, Skov *et al.* 2017).

Op grond van de resultaten van Deense studies in Horns Rev en Nederlandse studies in OWEZ moet worden aangenomen dat het windpark, inclusief een zone van in ieder geval enkele honderden meters eromheen, gemeden zal worden door jan-van-gent en deels door alkachtigen, maar dat meeuwen er zullen blijven komen. Dit beperkte effect sluit inrichtingsalternatieven op detailniveau binnen het windpark uit; alleen op grotere afstand van het windpark kunnen inrichtingsalternatieven wellicht effect sorteren. Effecten van inrichtingsalternatieven als ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de windturbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines op verstoring van zeevogels, zijn onbekend. Op dit moment kan daarom alleen gesteld worden dat een groter habitatverlies vermoedelijk een navenant groter effect op de ter plaatse verblijvende zeevogels zal hebben. Configuraties die dus tot een groter habitatverlies leiden (gemeten als de omtrek rond de buitenste windturbines) zijn dus relatief ongunstig. Daarentegen is een groot oppervlak met weinig (grote) turbines mogelijk weer gunstiger doordat verstoring tussen turbines kleiner is en er mogelijk corridors ontstaan waar vogels wel tussendoor durven.

Het **vergroten van de detectiekans van turbines** (oftewel de kans dat vogels de turbines kunnen detecteren) kan leiden tot een vermindering van het aantal aanvaringssslachtoffers. Wel zijn deze soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen. Er zijn aanwijzingen dat de grootste kans op succes wordt geboden door maatregelen als het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen. Zo toonden May *et al.* (2020) in Noorwegen aan dat het zwart werven van turbinebladen mogelijk het aantal slachtoffers kan verminderen. Direct licht is waarschijnlijk niet geschikt omdat dit 's nachts, en dan met name tijdens mist, juist aantrekking tot gevolg heeft.

Voor passerende trekvogels kunnen verschillende inrichtingsalternatieven (ashoogte, rotorlengte, draaisnelheid, kleur van de turbines, verlichting aan of rond de windturbines of configuratie van de windturbines) wel een effect hebben, indien deze de detectiekans verhogen. Ook is recent binnen de kaders van het Wozep onderzoeksprogramma gestart met de ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste, ruimschoots van tevoren voorspelde momenten (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer) stilgezet kunnen worden. Er zijn momenteel geen resultaten beschikbaar waaruit zou kunnen blijken welke van deze maatregelen een reële verbetering ten opzichte van een



basisalternatief zou kunnen betekenen. Bovendien kleven aan diverse maatregelen, zoals verlichting, weer andere nadelen zoals het risico op aantrekking.

Verschillende onderzoeken leveren geen eenduidige conclusie over welk type **turbineverlichting** het best gebruikt kan worden om het aantal aanvaringen met windturbines te verminderen. Uit een experimenteel onderzoek op de Noordzee bleek dat continue (niet-knipperend) rood licht minder nachtelijke trekvogels aantrekt dan continu groen, blauw en wit licht. Ook bleek dat knipperend licht (1s aan, 1s uit) minder vogels aantrekt dan continu licht (Rebke *et al.* 2019). Wel heeft onderzoek naar de verlichting van boorplatforms en het effect daarvan op (trek)vogels aangetoond dat vogels worden aangetrokken door rood, geel en wit licht (Marquenie *et al.* 2009). Daarentegen bleek dat blauw licht nauwelijks verstrend werkt op trekvogels, evenals groen licht; 80% van de vogels vliegt ongestoord verder (Poot *et al.* 2008, Van der Laar 2007). In tegenstelling tot blauw licht is groen licht ook geschikt voor werkomstandigheden en ook voor een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver kan worden overwogen om dergelijke verlichting toe te passen. Hierbij gaat het, in tegenstelling tot de situatie op een gasplatform op zee, alleen om navigatieverlichting en niet (ook) om werkverlichting. Omdat werkverlichting veel sterker is dan navigatieverlichting valt nog te bezien in hoeverre hier duidelijk winst te behalen valt. Er dient bovendien te worden nagegaan in hoeverre dit past binnen de IALA-richtlijnen (IALA 2008) en wensen van het bevoegd gezag. De grootste winst is te behalen door de verlichting op de turbines juist tot een minimum te beperken. Het lijkt op voorhand zeker niet gunstig om de masten te verlichten (flood lights), tenzij met aangepaste lichtkleuren gewerkt kan worden. Verlichting op (grote) werkschepen kan een probleem zijn als deze vogels aantrekt gedurende donkere nachten terwijl de windturbines draaien. Onderhoudswerkzaamheden dienen daarom 's nachts vermeden te worden, zeker gedurende de trekseizoenen.

Onderzoek wordt gedaan naar **stilstandvoorzieningen** op land tijdens piekmomenten van vogelactiviteit. Op momenten dat veel vogels langskomen (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen (een zogeheten 'reactieve stilstandvoorziening'). Deze techniek wordt in enkele bestaande vergunningen al voorgeschreven, maar staat nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog voornamelijk in testprojecten toegepast. Daarnaast wordt er momenteel binnen het Wozep onderzoeksprogramma gewerkt aan een vogeltrekvoorspelmodel dat als input moet dienen voor een proactieve stilstandvoorziening, waarbij turbines voorafgaand aan voorspelde piekmomenten van vogelactiviteit uitgeschakeld kunnen worden. Door Krijgsveld *et al.* (2015) is een overzicht gemaakt van het voorkomen van trekpieken boven de Noordzee en is een inschatting gedaan welk mitigerend effect een goedwerkende stilstand voorziening zou kunnen hebben. Uit deze analyse bleek dat trekpieken op rotorhoogte tijdens relatief weinig nachten per jaar voorkomen (gem. 10 nachten per jaar waarop meer dan 1,5% van de jaarlijkse flux doortrekt). Tijdens deze tien nachten komen gemiddeld 7 vogels per turbine per jaar in aanraking met turbines. Daarnaast hebben Krijgsveld *et al.* (2015) bepaald dat het gericht uitzetten van turbines tijdens trekpieken op 1,3% van de tijd (alle uren met meer dan 250 doortrekkende vogels per km per uur ~ een totaal van 109 uur per jaar) een 11% reductie in het totaal aantal aanvaringslactoffers kan opleveren. Verder kan het Wozep



voorspelmodel mogelijk niet alleen een temporele differentiatie maar ook een ruimtelijke differentiatie in het voorkomen van pieknachten in de vogeltrek bieden. De eerste resultaten van dit onderzoek laten namelijk zien dat de herkomst van trekvogels boven de Noordzee afhankelijk is van windrichting en tijd van het jaar (Bradarić *et al.* 2020). Zodoende zouden bij bepaalde omstandigheden windparken gericht stilgezet kunnen worden waar de trekpieken verwacht worden.

Het positieve effect van stilstaande turbines kan ook bereikt worden door slim **plannen van onderhoudswerkzaamheden**. Naast reparatiewerkzaamheden moeten de turbines jaarlijks onderhouden worden wat vooraf ingepland kan worden. Door dit in de vroege zomer in te plannen, wanneer de weersomstandigheden voor onderhoud gunstig zijn en relatief weinig opbrengstverlies is door lage windsnelheden, kunnen tegelijkertijd de hoge aantallen aanvaringslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen verminderd worden.

Samenvattend zijn er diverse mogelijkheden om effecten van windturbine(parken) op vogels te beperken, met name in het geval van het beperken van aantallen aanvaringslachtoffers (aantallen en grootte van turbines, aantal bladen, vergroten detectiekans, stilstandvoorziening). Van grootste invloed op de aantallen slachtoffers onder alle vogelgroepen (zowel lokale vogels (broedend en niet-broedend) als vogels op seizoenstrek) is de grootte en snelheid van de rotoren. Grotere, en daarmee minder, turbines, veroorzaken in totaal minder slachtoffers. Aanpassingen aan de werkingstijd van turbines ('temporary shutdown') in combinatie met een detectiesysteem van verhoogde vogelactiviteit op rotorhoogte ('early-warning stopping mechanism') bieden mogelijk ook kansen voor mitigatie van aanvaringseffecten tijdens piekmomenten van trek (Krijgsveld *et al.* 2015, May *et al.* 2015). Een voorbeeld hiervan is de recente ontwikkeling van een voorspelmodel voor vogeltrek, waarmee turbines op de juiste momenten, die ruimschoots van tevoren worden voorspeld (bv. tijdens massale migratie of specifiek weer), stilgezet kunnen worden.

Verder zijn er diverse maatregelen mogelijk om de detectiekans te vergroten, maar deze zijn soortspecifiek en daarmee gebonden aan diverse beperkingen (May *et al.* 2015). Hierbij kan worden gedacht aan verschillende typen stimuli die een reactie teweeg kunnen brengen bij vogels. De frequentie en intensiteit moeten echter dermate onderscheidend zijn dat geen gewenning optreedt. De grootste kans op succes van deze maatregelen heeft het aanbrengen van reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen.

Vleermuizen

De beste methode om het aantal aanvaringslachtoffers bij vleermuizen te verlagen is door de draaisnelheid van de rotorbladen te verlagen gedurende de momenten waarop vleermuizen in windparken te verwachten zijn (Smallwood & Bell 2020). Het is aangetoond dat het verlagen van de draaisnelheid tot 1 - 2 rpm bij windsnelheden beneden de 5 m/s de vleermuissterfte met 44 - 93% kan verminderen (Baerwald *et al.* 2009). In offshore windparken is de effectiviteit naar verwachting wat lager dan op land omdat vleermuizen gemiddeld genomen bij iets hogere windsnelheid aanwezig zijn.



Aanvankelijk werd voor de windparken op zee de volgende stilstandvoorziening voor vleermuizen voorgeschreven (<http://wetten.overheid.nl/BWBR0037802/2017-11-08>):

“... Daarom is gekozen voor een maatregel waar de cut-in windspeed van de turbines wordt verhoogd naar 5,0 m/s op ashoogte gedurende de periode van 15 augustus tot en met 30 september tussen 1 uur na zonsondergang tot 2 uur voor zonsopkomst. Beneden deze windsnelheid moet het aantal rotaties per minuut per windturbine tot minder dan 1 worden gebracht.”

Boonman (2018) liet zien dat deze stilstandvoorziening niet optimaal is omdat een belangrijk deel van de vleermuisactiviteit bij windsnelheden boven de 5 m/s plaatsvindt (uitgaande van windsnelheid op gondelhoogte). Voor de offshore windparken is een stilstandvoorziening berekend op basis van de gemeten vleermuisactiviteit in windparken dichtbij de kust (PAWP, OWEZ, LUD), weergegevens en draaisnelheid van rotorbladen (Boonman 2018). In deze stilstandvoorziening wordt bijvoorbeeld rekening gehouden met het gegeven dat de kans op vleermuisactiviteit gedurende de najaarstrek veel hoger is bij oostenwind dan bij westenwind. Een hogere startwindsnelheid dan 5 m/s is daarom voorgesteld bij wind uit oostelijke richting wanneer de temperatuur boven de 11 graden ligt. De optimale stilstandvoorziening is uiteengezet door Boonman (2018). Deze stilstandvoorziening verlaagt de kans op slachtoffers met naar schatting 40% zonder dat dit tot extra energieverlies zal leiden ten opzichte van de ‘oude’ stilstandvoorziening.

Omdat de vleermuisactiviteit verder op zee naar verwachting afwijkt van de locaties dichterbij de kust heeft RWS Zee en Delta besloten om voor IJmuiden Ver een nieuwe stilstandvoorziening te bepalen. Deze stilstandvoorziening zal gebaseerd worden op metingen van de vleermuisactiviteit ver op zee (o.a. platforms K13, P6, P9, P11). Uitgangspunt is vooralsnog dat deze stilstandvoorziening dezelfde reductie van het aantal slachtoffers teweeg zal brengen (40%). De stilstandvoorziening zal naar verwachting eind 2022 beschikbaar komen.

10.1.3 Verwijderingsfase

Mitigatie tijdens de uiteindelijke sloop ligt vooral in de timing van de sloop: niet slopen wanneer de dichtheden van verstoringgevoelige soorten zeevogels hoog zijn, dus in najaar, winter en vroege voorjaar. Daarnaast kan wellicht een methode van slopen gevonden worden die relatief weinig geluid produceert of waarmee snel de klus geklaard kan worden. Tevens is het van belang om net als tijdens de aanlegfase het effect van verlichting op vogels te minimaliseren door 's nachts aan boord van schepen minimale verlichting toe te passen en van een ‘vogelvriendelijke’ kleur (zie §10.1.2).



10.2 Vissen en benthos

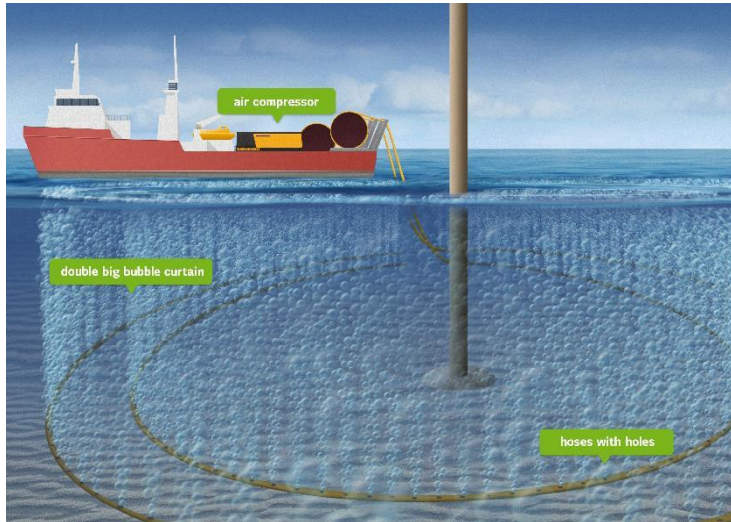
10.2.1 Constructiefase

Onderwatergeluidreductie

Een mogelijkheid om de impact van onderwatergeluid te reduceren is het invoeren van een zogenaamde *soft start* procedure. Hierbij wordt tijdens het heien in eerste instantie rustig gestart met een lage hei-energie en -frequentie, bijvoorbeeld op 20% van het heivermogen. Dit vermogen kan gedurende de werkzaamheden stapsgewijs worden opgevoerd (Heinis 2018, GoBe Consultants 2019). Deze procedure geeft mobiele soorten waaronder vissen de kans om zich van de geluidsbron af te verplaatsen. Het inzetten van Acoustic Deterrent Devices (ADD) wordt vooralsnog alleen gebruikt om zeezoogdieren op afstand te houden van bijvoorbeeld visnetten en constructiewerkzaamheden.

Een methode om onderwatergeluid tijdens het heien te reduceren kan bereikt worden door de inzet van geluiddempende systemen. Het inzetten van een bubbelgordijn is al een beproefde methode in de offshore windenergie, die onder andere al werd ingezet bij de aanleg van Borssele Alpha (Wilbers 2018). Het bubbelgordijn vormt een geluidsisolatie doordat de bubbels de snelheid en intensiteit van het geluid verminderen. Hierbij worden een of twee bubbelslangen op de bodem rondom de heilocatie geplaatst. Vanaf een schip wordt er vervolgens lucht door middel van compressoren door de geperforeerde slangen geblazen waardoor er een gordijn aan bubbels om de heilocatie ontstaat (figuur 10.1).

Het concept van 'vibro piling' om monopile-funderingen in de zeebodem te drijven, is in potentie een opkomende mogelijkheid om het installeren van windturbines milieuvriendelijker te maken dan conventioneel heien. Het is al gebruikt in de offshore olie- en gasindustrie en bij 1-2 projecten in de offshore windindustrie, zoals het Kaskasi offshore windpark in Duitsland. Het idee hierachter is dat de monopiles door trillingen in het sediment gebracht worden in plaats van heien. Dit kan in vele gevallen echter maar tot een bepaalde diepte, het laatste gedeelte moet alsnog geheid worden, en dit is het gedeelte van het heien dat het meeste geluid produceert. Bovendien kunnen vissen ook negatief beïnvloed worden door de trillingen. Mogelijk wegen de voordelen van vibro piling voor vissen zwaarder dan de nadelen, maar dit moet nog nader onderzocht worden.



Figuur 10.1 Illustratie van een dubbel bubbelgordijn rondom een windturbine. Bron: Tennet.

Sabellaria-banken

Een effect van de constructie van het windpark op mogelijk aanwezige *Sabellaria*-banken in het plangebied is niet op voorhand uit te sluiten. Een passende maatregel om dit mogelijke effect te mitigeren is het vooraf uitvoeren van een monitoring op de exacte locaties waar de windturbines geplaatst gaan worden en kabels worden gelegd. Met behulp van bijvoorbeeld een ROV of Multibeam sonar kan een bodemkartering uitgevoerd worden om in beeld te brengen of er *Sabellaria*-banken aanwezig zijn op deze specifieke locaties (figuur 10.2). Hierbij kan prioriteit worden gegeven aan locaties die in de diepere delen tussen de zandribbels liggen omdat op dergelijke locaties ook de drie *Sabellaria*-banken op de Bruine Bank zijn aangetroffen. Wanneer *Sabellaria*-banken ook daadwerkelijk aanwezig zijn kan overwogen worden de turbinelocatie enkele meters te verplaatsen of de *Sabellaria*-bank te verplaatsen. Franzitta *et al.* (2022) hebben al een succesvolle kleinschalige transplantatie van *Sabellaria* uitgevoerd.



Figuur 10.2 ROV opnames van een *Sabellaria*-bank op de Bruine Bank. Bron: Oceana.



10.2.2 Verwijderingsfase

Op de windturbinepalen en erosiebescherming zal zich waarschijnlijk een biodiverse gemeenschap ontwikkelen die uit een hoog aantal benthos- en vissoorten bestaat. Deze gemeenschap gaat (deels) verloren indien de windturbinepalen en erosiebescherming worden verwijderd. Voor het verwijderen van de windturbinepalen zullen waarschijnlijk geen alternatieven bestaan. Voor de erosiebescherming kunnen mogelijk wel alternatieve materialen worden gebruikt die voldoende sterk zijn voor een beschermende functie tijdens de operationele fase van het windpark maar op termijn op natuurlijke wijze afbreken. Er zijn bijvoorbeeld recent innovaties ontwikkeld in biologische afbreekbare betonstructuren. Mits vergund kunnen dergelijke materialen na de operationele fase worden achtergelaten en een langdurige functie hebben voor de aanwezige benthos- en visgemeenschap. De afbraak en integratie van het materiaal zal geleidelijk gaan waardoor de aanwezige gemeenschap zich kan aanpassen of kan herstellen (bijv. meegroeiende schelpdierbanken).



11 Cumulatieve effecten

De effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark. In dit hoofdstuk worden deze cumulatieve effecten besproken.

In het verleden werd op basis van het werkdocument 'Wat telt mee voor Cumulatie' (Bugter *et al.* 2007) een inventarisatie gemaakt van de relevante activiteiten op de Noordzee die volgens de handreiking in ieder geval in de beoordeling van cumulatieve effecten op beschermde natuurwaarden moesten worden meegenomen. Hieronder vielen bijvoorbeeld bestaande windparken, vergunde windparken, aanleg van de Tweede Maasvlakte, mosselzaadvanginstallaties, mijnbouw op zee (olie- en gaswinning, CO₂-opslag), kabels en pijpleidingen, zand-, grind- en schelpenwinning, baggerstort, militaire activiteiten en oefeningen en munitiestortgebieden, scheepvaart (recreatievaart, bestemmingsverkeer, ankergebieden, clearways, scheepvaartroutes), beroeps- en sportvisserij, luchtverkeer inclusief helikopteroperaties, telecommunicatie en recreatie en toerisme op zee. Uitdrukkelijk maken ontwikkelingen op land geen deel uit van de bepaling van cumulatieve effecten in geval van infrastructurele ingrepen op de Noordzee.

Een flink aantal van bovenstaande activiteiten is niet MER-plichtig en effecten zijn niet gekwantificeerd. Van een aantal van deze activiteiten is van tevoren echter al vast te stellen dat de effecten te verwaarlozen zijn als het gaat om cumulatie met windparken op zee. Door uiteenlopende oorzaken (vermijding door zichtbaarheid, klein ruimtebeslag) zijn effecten op vogels en vleermuizen door aanvaringen en barrièrewerking voor de meeste bovenstaande activiteiten uit te sluiten, uitgezonderd voor de bestaande, vergunde en geplande windparken. Daarnaast zorgen enkele activiteiten voor verstoring van vogels, maar in de meeste gevallen is deze verstoring tijdelijk van aard en is het habitatverlies verwaarloosbaar. Intensieve scheepvaart langs vaste routes zorgt wel voor habitatverlies van relevante mate van bepaalde gebieden.

In het KEC 1 (Rijkswaterstaat 2015) en aanvullende opdrachten (Leopold *et al.* 2014, Van der Wal *et al.* 2015) dat later geactualiseerd werd naar het KEC 3 (Rijkswaterstaat 2019), met als laatste versie het KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b) is in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van een kavel in windenergiegebied IJmuiden Ver. De afbakening van dit gebied is afgesproken in overleg met Rijkswaterstaat Zee en Delta, en omvat dus niet uitsluitend het NCP maar ook de delen van de zuidelijke Noordzee die binnen de territoriale grenzen vallen van de ons omringende landen. De studies in het KEC hebben primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast is ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren. Met toenemende aantallen



turbines neemt de 'vrije' ruimte voor verstoringsgevoelige soorten af. Daarnaast zijn de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringsdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten. Barrièrewerking als potentieel derde effect zou alleen op specifieke locaties (bv. in de onmiddellijke omgeving van broedkolonies, precies op de hoofdroutes naar de belangrijkste foerageergebieden) mogelijk tot wezenlijke effecten kunnen leiden (Rijkswaterstaat 2019). Effecten op broedkolonies zullen echter voor een windpark als IJmuiden Ver op meer dan 80 km uit de kust niet gelden en daarom worden de effecten van barrièrewerking op broedvogels buiten beschouwing gelaten. Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In voorliggende document zijn dezelfde inputdata als in KEC 1.0 gebruikt (Rijkswaterstaat 2015), met actualisaties voor enkele soorten waarvoor de grootste effecten worden verwacht (Potiek *et al.* 2022b). In deze actualisaties zijn naast de meest actuele verspreidingsgegevens en de meest realistische turbinetypes ook (internationaal) geplande en al aanwezige windparken tot en met 2030 meegenomen, waaronder IJmuiden Ver. In voorliggend document worden voor deze soorten de geactualiseerde slachtoferaantallen uit KEC 4.0 gebruikt als basis voor de beoordeling van de cumulatieve effecten (Potiek *et al.* 2022b). Voor de overige soorten dienen de oorspronkelijke berekeningen van KEC 1.0 als basis (Rijkswaterstaat 2015).

11.1 Vogels

De geschatte aantallen slachtoffers zoals vermeld in hoofdstuk 9 zijn vergeleken met de eerdere schattingen binnen KEC 4.0 (Potiek *et al.* 2022b).

Hierbij is het belangrijk om te realiseren dat binnen KEC 4.0 alle vier de kavels voor IJmuiden Ver samengenomen zijn, terwijl voorliggend rapport enkel Kavel I en II behandelt. Bovendien zijn binnen KEC 4.0 soorten gegroepeerd als 'gevoelig voor aanvaringen' en/of 'gevoelig voor habitatverlies', op basis waarvan de grootste effecten verwacht worden. Het doel van voorliggende berekeningen was om voor elke soort een schatting van het totaaleffect van kavels I en II van windenergiegebied IJmuiden Ver weer te geven en daarom zijn voor alle soorten de aantallen slachtoffers als gevolg van beide oorzaken gezamenlijk doorgerekend.

11.1.1 Zeevogelsoorten

Tabel 11.1 geeft inzicht in hoe het geschat aantal slachtoffers binnen onze doorrekening voor Kavel I en II zich verhoudt tot de schattingen voor Kavels I t/m IV binnen KEC 4.0.

Hieruit blijkt dat voor **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw** en **noordse stormvogel** het geschatte aantal slachtoffers voor Kavel I en II (voor minimaal 1 alternatief) hoger is dan de gebruikte indicatieve schatting binnen KEC 4.0 voor Kavels I t/m IV. In



geval van noordse stormvogel gaat het om een relatief laag aantal slachtoffers, wat bij een afwijking van enkele slachtoffers resulteert in een groot relatief (procentueel) verschil. Voor de andere soorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II rond de 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV, of lager.

Binnen KEC 4.0 zijn de geschatte effecten op populatieniveau getoetst met behulp van de ALI-drempelwaarde (Potiek *et al.* 2022a, b). Hierbij werd de drempelwaarde overschreden voor zowel het nationale scenario tot 2030 als het internationale scenario voor **jan-van-gent** en **zilverbreeuw**.

Om inzicht te krijgen of de effecten op populatieniveau af kunnen wijken van de voorspellingen van het KEC 4.0, zijn het huidige geschatte aantal slachtoffers voor Kavels I en II vergeleken met de KEC 4.0 schattingen voor alle kavels tezamen. Vervolgens zijn er populatiemodellen gemaakt voor de soorten waarvoor het geschatte aantal slachtoffers voor beide alternatieven hoger is dan 50% van de KEC 4.0 schattingen, en voor soorten waarvoor de drempelwaarden binnen KEC 4.0 reeds overschreden werd. Dit zijn de volgende soorten: **kleine mantelmeeuw**, **drieteenmeeuw**, **dwergmeeuw**, **noordse stormvogel**, **jan-van-gent** en **zilverbreeuw**. Bovendien blijkt uit de Soortenbijlage van het MER dat voor de **grote mantelmeeuw** de 1% mortaliteitsnorm overschreden wordt, en daarom zijn ook voor deze soort nieuwe populatiemodellen gerund. Als voorlopige schatting van het cumulatieve aantal slachtoffers van deze soorten in windenergiegebied IJmuiden Ver als geheel (dus kavels I t/m IV gezamenlijk), zijn de huidige geschatte slachtofferaantallen van Kavel I en Kavel II verdubbeld in de populatiemodellen. Voor de overige vogelsoorten ligt de nieuwe schatting voor Kavel I en II lager dan 50% van de eerdere schatting voor Kavels I t/m IV in het KEC 4.0, en wordt daarom aangenomen dat de conclusies van het KEC 4.0 standhouden voor de huidige beoordeling en kunnen significant negatieve effecten op populatieniveau uitgesloten worden.

Voor de populatiemodellen is het nodig om de populatiegrootte te definiëren. Dit kan gedaan worden aan de hand van dichtheidskaarten. Binnen KEC 4.0 zijn twee verschillende dichtheidskaarten gebruikt. De dichtheden binnen het NCP zijn bepaald op basis van MWTL-data, maar voor een kortere periode. De dichtheden buiten het NCP zijn daarentegen gebaseerd op ESAS-tellingen. Voor dit project zijn de gebruikte populatiegroottes gelijk gehouden aan het KEC 4.0.

Voor jan-van-gent en zilverbreeuw zijn in het kader van het KEC 4.0 aanvullende berekeningen uitgevoerd. Dit betrof voor de jan-van-gent een aanpassing van het percentage nachtactiviteit en de leeftijdsverdeling, die ook voorliggende slachtofferberekeningen meegenomen zijn. Voor zilverbreeuw betrof deze aanvulling het ontwikkelen van een nieuwe dichtheidskaart. Deze nieuwe kaart is gebruikt voor zowel de berekening van slachtoffers als voor de cumulatieve impact assessment. Deze nieuwe dichtheidskaart is alleen het NCP ontwikkeld, terwijl voor de cumulatieve impact assessment ook internationale windparken meegenomen moeten worden. Daarom zijn de slachtoffergetallen van Nederlandse windparken gebaseerd op de geüpdatet dichtheidskaart en voor de internationale windparken op de slachtofferaantallen uit het KEC 4.0.



Tabel 11.1 *Vergelijking van het aantal slachtoffers binnen Kavel I en II met schattingen van het KEC 4.0, voor beide alternatieven. Binnen KEC 4.0 zijn Kavels I t/m IV gezamenlijk doorgerekend. Schattingen voor Kavels III en IV zijn op moment van schrijven niet beschikbaar. Gerapporteerde getallen voor zowel de huidige doorrekening als de doorrekening binnen KEC 4.0 betreffen de schattingen op basis van internationale vogeldichtheden.*

soort	huidige doorrekening kavel I + II						KEC 4.0 doorrekening IJmuiden Ver kavel I t/m IV			verhouding huidige doorrekening versus KEC 4.0	
	alternatief 1			alternatief 2			aanvaringen	habitatverlies	totaal	alternatief 1	alternatief 2
	aanvaringen	habitatverlies	totaal	aanvaringen	habitatverlies	totaal					
jan-van-gent	110	5	115	82	5	87	219	6	225	51%	39%
kleine mantelmeeuw	9	3	12	9	3	12	16		16	77%	75%
zilvermeeuw	14	2	16	11	2	13	32		32	50%	41%
grote mantelmeeuw	30	1	31	25	1	26	62		62	50%	42%
dwergmeeuw	5	3	8	4	3	7	11		11	72%	66%
drieteenmeeuw	18	8	26	13	8	21	33		33	78%	64%
noordse stormvogel	0	7	7	0	7	7		4	4	184%	184%
zeekoet	0	30	30	0	30	30		163	163	18%	18%
alk	0	10	10	0	10	10		53	53	18%	18%

11.1.2 Populatiemodellen

In deze paragraaf worden voor elke genoemde soort in tabelvorm de belangrijkste resultaten weergegeven voor zowel alternatief 1 als alternatief 2. Hierin staan de (fractie) additionele sterfte en de populatiegroeisnelheid voor elk scenario weergegeven (null scenario = zonder windparken; Basic_2030 = Nederlandse windparkontwikkeling volgens Routekaart 2030; Internationaal = internationale windparken in de zuidelijke Noordzee naar verwachting operationeel in 2027, het jaar dat IJmuiden Ver in bedrijf genomen zou worden). Daarnaast wordt voor elk scenario aangegeven of de ALI-drempelwaarde wordt overschreden. Hierbij worden de eerder door LNV vastgestelde voorlopige normen getoetst. Voor elke soort is een maximale populatie-afname vastgesteld. Binnen deze aanpak wordt getoetst of de kans op een dergelijke populatie-afname als gevolg van de impact een bepaalde soortspecifieke kans overschrijdt. In de tabellen wordt dit weergegeven in de kolommen 'causaliteitskans' (kans op overschrijding a.g.v. impact) en 'ALI-overschrijding' (TRUE voor overschrijding, FALSE voor geen overschrijding).

Wanneer sprake is van overschrijding van de drempelwaarde, rapporteren we een figuur met de verdeling van populatie groeisnelheden. Hierin wordt weergegeven hoeveel de verdeling van populatiegroeisnelheden maximaal mag verschuiven voordat de ALI-



drempelwaarde wordt overschreden. Daarnaast worden de daadwerkelijke verschuivingen per scenario weergegeven. Dit geeft een indruk van hoe groot de overschrijding is.

Kleine mantelmeeuw

Tabel 11.2 Resultaten populatiemodel voor kleine mantelmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

scenario	oorzaak additionele sterfte	cumulatief aantal slachtoffers	max. aanwezigheid	fractie sterfte	populatie groeisnelheid	causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.983	0	
Basic_2030	Aanvaringen	98	20553	0.005	0.978	0.176	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	7	20553	0.000	0.983	0.021	FALSE
Basic_2030	Totaal	104	20553	0.005	0.978	0.172	FALSE
International	Aanvaringen	363	75351	0.005	0.978	0.173	FALSE
International	Habitatverlies*	6	75351	0.000	0.983	0.012	FALSE
International	Totaal	369	75351	0.005	0.978	0.171	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.983	0	
Basic_2030	Aanvaringen	97	20553	0.005	0.978	0.169	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	7	20553	0.000	0.983	0.021	FALSE
Basic_2030	Totaal	103	20553	0.005	0.978	0.174	FALSE
International	Aanvaringen	362	75351	0.005	0.978	0.17	FALSE
International	Habitatverlies*	6	75351	0.000	0.983	0.009	FALSE
International	Totaal	368	75351	0.005	0.978	0.17	FALSE



Drieteenmeeuw

Tabel 11.3 Resultaten populatiemodel voor drieteenmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.951	0	
Basic_2030	Aanvaringen	174	78922	0.002	0.949	0.037	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	18	78922	0.000	0.951	0.001	FALSE
Basic_2030	Totaal	191	78922	0.002	0.948	0.046	FALSE
International	Aanvaringen	920	444164	0.002	0.949	0.033	FALSE
International	Habitatverlies*	17	444164	0.000	0.951	0	FALSE
International	Totaal	936	444164	0.002	0.949	0.037	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.952	0	
Basic_2030	Aanvaringen	167	78922	0.002	0.949	0.045	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	18	78922	0.000	0.951	0.004	FALSE
Basic_2030	Totaal	184	78922	0.002	0.949	0.046	FALSE
International	Aanvaringen	913	444164	0.002	0.949	0.043	FALSE
International	Habitatverlies*	17	444164	0.000	0.951	0.009	FALSE
International	Totaal	929	444164	0.002	0.949	0.04	FALSE



Noordse stormvogel

Tabel 11.4 Resultaten populatiemodel voor noordse stormvogel voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor habitatverlies. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van aanvaringen beschikbaar voor andere windparken vanuit het KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van aanvaringen alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				1.003	0	
Basic_2030	Aanvaringen*	1	50376	0.000	1.003	0	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies	24	50376	0.000	1.002	0.016	FALSE
Basic_2030	Totaal	24	50376	0.000	1.003	0.004	FALSE
International	Aanvaringen*	1	368439	0.000	1.003	0.003	FALSE
International	Habitatverlies	183	368439	0.000	1.003	0.013	FALSE
International	Totaal	184	368439	0.000	1.003	0.01	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				1.003	0	
Basic_2030	Aanvaringen*	1	50376	0.000	1.004	0	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies	24	50376	0.000	1.003	0.008	FALSE
Basic_2030	Totaal	24	50376	0.000	1.003	0.009	FALSE
International	Aanvaringen*	1	368439	0.000	1.003	0.002	FALSE
International	Habitatverlies	183	368439	0.000	1.003	0.008	FALSE
International	Totaal	183	368439	0.000	1.003	0.008	FALSE



Jan-van-gent

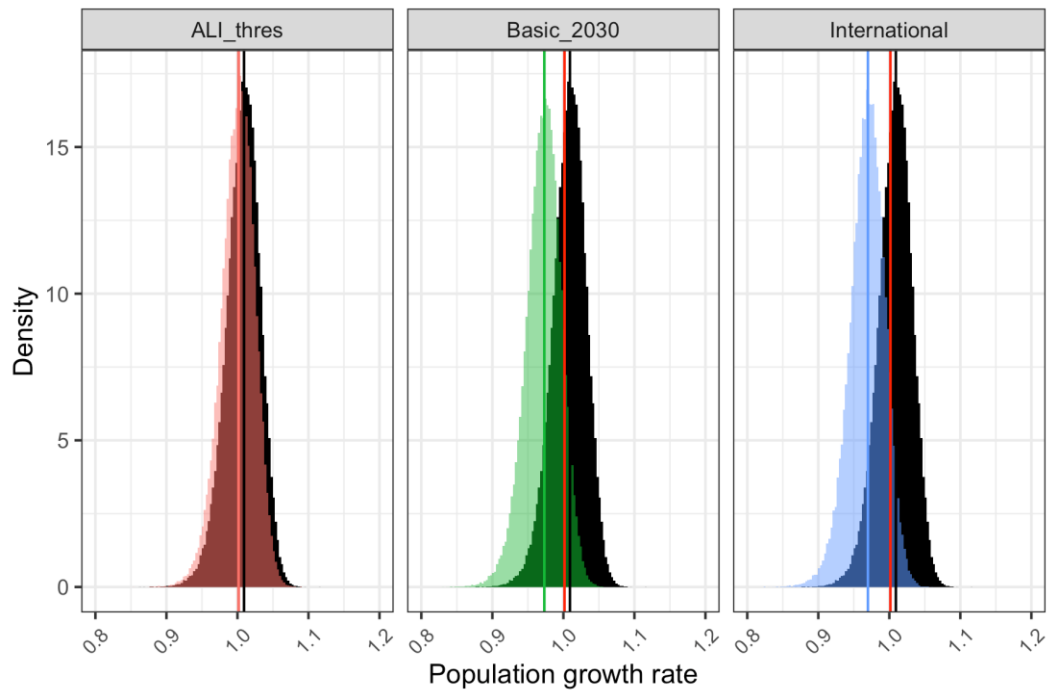
Tabel 11.5 Resultaten populatiemodel voor jan-van-gent voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. Deze soort is binnen het KEC aangewezen als zowel 'gevoelig voor aanvaringen' als 'gevoelig voor habitatverlies'. Voor deze soort zijn daarom zowel de berekeningen van aanvaringen als habitatverlies in cumulatie met andere relevante windparken.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	1014	31859	0.031	0.975	0.572	TRUE
Basic_2030	Habitatverlies	41	31859	0.001	1.008	0.059	FALSE
Basic_2030	Totaal	1054	31859	0.033	0.973	0.578	TRUE
International	Aanvaringen	5629	162868	0.034	0.972	0.585	TRUE
International	Habitatverlies	254	162868	0.002	1.007	0.072	FALSE
International	Totaal	5883	162868	0.036	0.97	0.59	TRUE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	958	31859	0.030	0.976	0.568	TRUE
Basic_2030	Habitatverlies	41	31859	0.001	1.008	0.057	FALSE
Basic_2030	Totaal	998	31859	0.031	0.975	0.574	TRUE
International	Aanvaringen	5573	162868	0.034	0.972	0.588	TRUE
International	Habitatverlies	254	162868	0.002	1.007	0.063	FALSE
International	Totaal	5827	162868	0.035	0.97	0.592	TRUE



Figuur 11.1 Verdelingen uitkomsten scenario's met totaal aantal slachtoffers voor jan-van-gent in vergelijking met de drempelwaarde voor alternatief 1. De zwarte verdelingen geven het null scenario (zonder impact). De linker figuur geeft aan hoe ver de verdeling van populatiegroeisnelheid maximaal mag verschuiven volgens de ALI-drempelwaarde. De middelste en rechter figuur geven de gemodelleerde verschuiving op basis van het totaal aantal geschatte slachtoffers voor het nationale scenario (Basic_2030, groen) en het internationale scenario (International, blauw). De figuur voor alternatief 2 is vrijwel gelijk maar omdat voor alternatief 1 het totaal aantal slachtoffers iets hoger ligt, wordt alleen alternatief 1 weergegeven.



Zilvermeeuw

Tabel 11.6 Resultaten populatiemodel voor zilvermeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 15% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.1 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.95	0	
Basic_2030	Aanvaringen	121	19487	0.006	0.948	0.078	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	4	19487	0.000	0.95	0.005	FALSE
Basic_2030	Totaal	124	19487	0.006	0.947	0.079	FALSE
International	Aanvaringen	448	124965	0.004	0.949	0.049	FALSE
International	Habitatverlies*	5	124965	0.000	0.95	0	FALSE
International	Totaal	452	124965	0.004	0.949	0.048	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.1)	ALI-overschrijding
null	null				0.951	0	
Basic_2030	Aanvaringen	117	19487	0.006	0.947	0.084	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	4	19487	0.000	0.95	0.011	FALSE
Basic_2030	Totaal	120	19487	0.006	0.947	0.085	FALSE
International	Aanvaringen	444	124965	0.004	0.949	0.051	FALSE
International	Habitatverlies*	5	124965	0.000	0.95	0.004	FALSE
International	Totaal	448	124965	0.004	0.949	0.047	FALSE



Dwergmeeuw

Tabel 11.6 Resultaten populatiemodel voor dwergmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.009	0	
Basic_2030	Aanvaringen	65	57833	0.001	1.008	0.019	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	9	57833	0.000	1.008	0.011	FALSE
Basic_2030	Totaal	74	57833	0.001	1.007	0.031	FALSE
International	Aanvaringen	120	55817	0.002	1.007	0.049	FALSE
International	Habitatverlies*	7	55817	0.000	1.008	0.007	FALSE
International	Totaal	127	55817	0.002	1.006	0.058	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				1.008	0	
Basic_2030	Aanvaringen	63	57833	0.001	1.007	0.015	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	9	57833	0.000	1.008	0	FALSE
Basic_2030	Totaal	72	57833	0.001	1.007	0.03	FALSE
International	Aanvaringen	118	55817	0.002	1.007	0.043	FALSE
International	Habitatverlies*	7	55817	0.000	1.008	0	FALSE
International	Totaal	125	55817	0.002	1.006	0.051	FALSE



Grote mantelmeeuw

Tabel 11.7 Resultaten populatiemodel voor grote mantelmeeuw voor alternatief 1 en 2 in cumulatie met andere windparken binnen het NCP (Basic 2030 = Routekaart 2030) en internationaal (operationele windparken t/m 2027). Voor ieder scenario wordt de fractie sterfte gegeven en de populatie groeisnelheid (mediaan). Daarnaast wordt de causaliteit van overschrijding van de drempelwaarde van acceptabele populatie-afname gegeven. Voor deze soort is de maximaal acceptabele afname 30% binnen drie generaties. Wanneer deze causaliteit hoger is dan 0.5 (drempelwaarde voor deze soort), wordt de ALI overschreden. Dit wordt aangegeven met in de laatste kolom 'TRUE'. * Deze soort is binnen het KEC aangewezen als 'gevoelig voor aanvaringen'. Voor deze soort zijn daarom geen berekeningen van habitatverlies beschikbaar voor andere windparken vanuit KEC 4.0, waardoor in deze tabel het aantal slachtoffers als gevolg van habitatverlies alleen IJmuiden Ver betreft.

Alternatief 1

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.948	0	
Basic_2030	Aanvaringen	364	16264	0.022	0.929	0.364	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	3	16264	0.000	0.948	0.005	FALSE
Basic_2030	Totaal	367	16264	0.022	0.929	0.365	FALSE
International	Aanvaringen	1605	92417	0.017	0.933	0.307	FALSE
International	Habitatverlies*	3	92417	0.000	0.948	0.000	FALSE
International	Totaal	1608	92417	0.017	0.933	0.305	FALSE

Alternatief 2

Scenario	Oorzaak additionele sterfte	Cumulatief aantal slachtoffers	Max. aanwezigheid	Fractie sterfte	Populatie groeisnelheid	Causaliteitskans (drempelwaarde 0.5)	ALI-overschrijding
null	null				0.948	0	
Basic_2030	Aanvaringen	353	16264	0.022	0.929	0.356	FALSE
Basic_2030	Habitatverlies*	3	16264	0.000	0.948	0.014	FALSE
Basic_2030	Totaal	356	16264	0.022	0.929	0.362	FALSE
International	Aanvaringen	1595	92417	0.017	0.933	0.306	FALSE
International	Habitatverlies*	3	92417	0.000	0.948	0.001	FALSE
International	Totaal	1598	92417	0.017	0.933	0.306	FALSE



Conclusies cumulatieve impact vogels

Onder de aanname dat voor Kavel III en Kavel IV het aantal slachtoffers vergelijkbaar is met die van Kavels I en II, wordt het aantal geschatte slachtoffers voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw en noordse stormvogel hoger dan de eerdere schatting binnen KEC 4.0. Voor deze soorten zijn daarom de cumulatieve effecten opnieuw op populatieniveau doorgerekend, waarbij de eerdere schattingen voor IJmuiden Ver zijn vervangen door de nieuwe schattingen. Daarnaast zijn de berekeningen voor jan-van-gent en zilvermeeuw opnieuw gedaan, aangezien voor deze soorten de drempelwaarde werd overschreden binnen KEC 4.0. Verder zijn de effecten voor grote mantelmeeuw doorgerekend, aangezien voor deze soort de 1% norm werd overschreden.

Het aanpassen van het aantal slachtoffers binnen IJmuiden Ver Kavel I en II leidt voor zowel alternatief 1 als alternatief 2 voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel niet tot andere resultaten dan binnen het KEC 4.0. Oftewel, voor kleine mantelmeeuw, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, grote mantelmeeuw en noordse stormvogel wordt de ALI-drempelwaarde niet overschreden.

Voor jan-van-gent wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven wel overschreden, net zoals binnen KEC 4.0. Voor zilvermeeuw wordt de ALI-drempelwaarde voor beide alternatieven niet overschreden, terwijl dit binnen KEC 4.0 wel het geval was. Dit kan deels komen door het lagere aantal slachtoffers, maar kan ook worden veroorzaakt door het gebruik van internationale dichtheidskaarten voor het berekenen van slachtofferaantallen voor alle scenario's.

Samenvattend kunnen op basis van bovenstaande uitkomsten significant negatieve effecten in cumulatie op alle zeevogelsoorten uitgesloten worden, met uitzondering van de jan-van-gent.

11.1.3 Trekvogels

Naast zeevogels vallen ook slachtoffers onder trekkende watervogels en landvogels als gevolg van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en in cumulatie met andere windparkinitiatieven in de zuidelijke Noordzee. Voor trekvogels zijn effecten als gevolg van habitatverlies en scheepvaart niet aan de orde en daarmee uit te sluiten. Barrièrewerking speelt evenmin een rol bij trekvogels die grote afstanden afleggen tijdens de seizoenstrek (Masden *et al.* 2009).

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012) bepaald dat jaarlijks enkele tientallen tot enkele duizenden slachtoffers zullen vallen onder trekvogels als gevolg van windturbines op de zuidelijke Noordzee, waaronder in windenergiegebied IJmuiden Ver (Gyimesi & Fijn 2015, Rijkswaterstaat 2015, 2019). Voor een aantal van deze soorten is berekend dat de cumulatieve aantallen slachtoffers als gevolg van aanvaringen boven de 1%-mortaliteitsnorm zullen uitkomen, maar voor alle soorten is in de KEC 1 studie bepaald dat ze onder de Potential Biological Removal (PBR)



van de internationale populatie zullen blijven (Rijkswaterstaat 2015). De reden hiervoor is dat de slachtoffers zullen worden ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie, en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor de acht meest kritieke trekvogelsoorten zijn recentelijk in het kader van de KEC 4.0 studie ook populatiemodellen opgesteld. Deze populatiemodellen hebben uitgewezen dat de geplande offshore windparken t/m 2030 ook in cumulatie geen significante effecten hebben op de populaties van deze soorten (Potiek *et al.* 2022b). Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de staat van instandhouding van trekvogelsoorten door de cumulatieve effecten van offshore windparken in de zuidelijke Noordzee niet in het geding komt.

11.1.4 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Windenergiegebied IJmuiden Ver ligt buiten bereik van de meeste broedkolonies gelegen in Natura 2000-gebieden. Alleen broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de kolonies in de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee kunnen het windenergiegebied in theorie bereiken (zie §6.1.2). Daarom worden de effecten op deze kolonies ook in cumulatie met andere windparken beschouwd.

In een cumulatiestudie hoeft alleen rekening te worden gehouden met projecten waarvoor een vergunning in het kader van de Wnb is afgegeven en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd². Daarnaast hoeft ook alleen gecumuleerd te worden met projecten die eenzelfde 'type' effect sorteren op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen waar het te toetsen project ook een effect op heeft (Heijligers 2014). Op basis van de gemiddeld maximale foerageer afstand kunnen kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee naast windenergiegebied IJmuiden Ver ook slachtoffer worden in Britse, Duitse en andere Nederlandse windparken. In onze cumulatieve berekening hebben we van deze windparken de gegunde maar nog niet operationele windparken (cf. KEC 4.0) meegenomen. Verder zijn ook windparken meegenomen die al gerealiseerd zijn na 2018 (in het geval van Duinen en Lage Land Texel en Waddenzee) of na 2020 (in het geval van Duinen Vlieland). Dit zijn de laatste jaargetallen dat broedgegevens van kleine mantelmeeuwen uit de betreffende kolonies beschikbaar waren voor voorliggende beoordeling (cf. Raad van State uitspraak 201304768/1/R2¹³). Zie een overzicht van alle windparken geselecteerd voor de cumulatieve beoordeling in tabel 11.7.

De slachtofferaantallen onder kolonievogels voor de windparken die zijn meegenomen in de cumulatie zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek *et al.* 2022b). Zodoende kan, zoals beschreven in §5.1, het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en

² Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2

³ Paragraaf 38.2. met verwijzing naar rechtsoverweging 10.2 van de uitspraak van 30 oktober 2013 met zaak nrs. 201203812/1/R2 en 201203820/1/R2,



habitatverlies berekend worden voor kolonievogels van de Nederlandse Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en Waddenzee (tabel 6.3).

Tabel 11.7 Cumulatief aantal slachtoffers onder kleine mantelmeeuwen als gevolg van de gezamenlijke sterfte door aanvaringen en habitatverlies. Voor de slachtofferaantallen van IJmuiden Ver Kavel I en II en de berekening van additionele sterfte, zie §8.2.2. De slachtofferaantallen van de overige windparken zijn gebaseerd op de aantallen aanvaringsslachtoffers en dichtheden in de maanden mei-juli zoals berekend in de KEC 4.0 studie (Potiek et al. 2022b). De gepresenteerde aantallen betreffen afgeronde getallen.

	Duinen en L. L. Texel	Duinen Vlieland	Waddenzee (NL)
Albatros	-	-	0
Borkum Riffgrund II	-	-	0
Borkum Riffgrund III	-	0	1
Deutsche Bucht	-	-	0
East Anglia Hub - THREE	1	-	0
EnBW He Dreih	-	-	0
EnBW Hohe See	-	-	0
Gode Wind 03	-	-	0
Hollandse Kust Noord	1	0	0
Hollandse Kust West	1	0	0
Hollandse Kust Zuid	1	0	0
Norfolk Boreas	2	-	0
Norfolk Vanguard	1	-	0
Trianel Windpark Borkum II	-	-	0
Totaalaantal	6	1	3
Ijmuiden Ver I - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,48%	0,15%	0,08%
Ijmuiden Ver I - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,48%	0,15%	0,08%
Ijmuiden Ver II - alternatief 1	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%
Ijmuiden Ver II - alternatief 2	1	0	0
Cumulatief	7	1	3
Additionele sterfte	0,47%	0,14%	0,08%

Het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen en Lage Land Texel betreft voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II **7** slachtoffers. Deze aantallen komen neer op een additionele sterfte van respectievelijk **0,48%** en **0,47%** van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel I en II. Daarnaast betreft het cumulatief aantal slachtoffers door aanvaringen en habitatverlies onder kleine mantelmeeuwen uit Duinen Vlieland voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II respectievelijk **1** slachtoffer, wat op een additionele sterfte van



respectievelijk **0,15%** en **0,14%** van de natuurlijke sterfte voor de beide alternatieven in kavel I en II betekent. Tot slot vallen onder kleine mantelmeeuwen uit de Nederlandse Waddenzee voor beide alternatieven en voor zowel kavel I en II respectievelijk **3** slachtoffers, wat in alle gevallen leidt tot een additionele sterfte van **0,08%** van de natuurlijke sterfte. Dit houdt in dat de effecten in alle gevallen minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de soort bedragen en volgens het ORNIS-criterium is er geen aantoonbaar effect op de populatieomvang van de soort en er daardoor dus ook geen aantasting van de staat van instandhouding van de soort. Op basis hiervan concluderen we dat significante negatieve effecten, met inbegrip van cumulatieve effecten, op broedende kleine mantelmeeuwen afkomstig uit de Natura 2000-gebieden Duinen en Lage Land Texel, Duinen Vlieland en de Nederlandse Waddenzee met zekerheid zijn uit te sluiten.

11.1.5 Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

In voorgaande hoofdstukken is geconcludeerd dat in windenergiegebied IJmuiden Ver onder niet-broedvogels slachtoffers zullen vallen. Significante negatieve effecten als gevolg van habitatverlies zijn uitgesloten. Dit is ook ondersteund door de cumulatieve effectbepalingen van habitatverlies die zijn uitgevoerd door Soudijn *et al.* (2022) in KEC 4.0. Significante negatieve effecten als gevolg van aanvaringen konden niet uitgesloten worden (zie § 8.2.3).

Wanneer de effecten als gevolg van aanvaringen door alle geplande windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee tot 2030 in cumulatie bekeken worden, dan zijn voor de meeste soorten geen significant negatieve effecten berekend op de Noordzee populatie (zie § 11.1.2). Voor jan-van-gent is in cumulatie de ALI wel overschreden, al in de referentiesituatie van de Routekaart 2030 windparken. Met de aanname dat zeevogels buiten het broedseizoen zich nomadisch verplaatsen over de gehele Noordzee, kunnen individuen op de (zuidelijke) Noordzee als één populatie worden gezien. De verwachting is daarom dat individuen die gebruik maken van Natura 2000-gebieden, en dus de 'populatie' van zo'n Natura 2000-gebied, vergelijkbare impact ondervinden als de Noordzee-populatie als geheel. Voor de jan-van-gent wordt de ALI drempelwaarde *wel* overschreden en zijn significante negatieve effecten op soortniveau niet uitgesloten. Volgens de gehanteerde aannames over de nomadische levenswijze van deze soort zijn lokale effecten in Natura 2000-gebieden daarom ook niet uitgesloten.

Omdat significante negatieve effecten op soortniveau voor de jan-van-gent niet uitgesloten zijn, zal de bovengenoemde rederatie gelden voor alle andere Natura 2000-gebieden in de zuidelijke Noordzee die aangewezen zijn voor deze soorten als niet-broedvogel. Deze Natura 2000-gebieden zijn de Bruine Bank, Seevogelschutzgebiet Helgoland, SPA Östliche Deutsche Bucht en Sydligle Nordsø voor de jan-van-gent.

11.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, maar hun aantallen, de populatiegroottes waarvan



deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn, is niet goed bekend. De ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) is voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gemaakt in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de Potential Biological Removal (PBR) van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Dit is een methode waarmee een inschatting gemaakt kan worden van de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden. Deze PBR-waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot een PBR-waarde van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden (Rijkswaterstaat 2015).

Om te bepalen wat de cumulatieve effecten van offshore windparkontwikkelingen in de zuidelijke Noordzee zijn op deze populatie, nemen we bestaande of vergunde windparken mee in de beoordeling. Volgens de meest recente actualisatie van het KEC in 2022 zou het aantal turbines in de zuidelijke Noordzee t/m IJmuiden Ver in 2027 op 7.169 uitkomen (cf. Potiek *et al.* 2022b). Volgens de aanname dat per turbine 1 vleermuisslachtoffer zal vallen (zie § 5.3.1), kan cumulatief ook met 7.169 vleermuisslachtoffers per jaar worden gerekend. Van het totaal aantal vleermuizen in de zuidelijke Noordzee wordt het aandeel ruige dwergvleermuizen op 95,7% geschat en van rosse vleermuizen op 2,6% (Rijkswaterstaat 2015). Daarmee kunnen de jaarlijkse cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen op 6.861 en onder rosse vleermuizen op 186 dieren worden geschat. Door toepassing van een stilstandvoorziening (hoofdstuk 10.2) wordt het aantal slachtoffers naar verwachting met ongeveer 40% verlaagd (Boonman 2018). Het aantal slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen komt na deze mitigatie uit op 4.109 dieren, ruim boven de PBR van 1.905 dieren, en onder rosse vleermuizen op 112 dieren, ruim onder de PBR van 4.089 dieren.

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied IJmuiden Ver en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015, Leopold *et al.* 2020). Gebaseerd op huidige kennis is het niet met zekerheid uit te sluiten dat in het *worst case*-scenario negatieve effecten op de staat van instandhouding van ruige dwergvleermuis optreden, ook na het toepassen van een stilstandvoorziening als mitigatiemaatregel. Belangrijke kanttekening hierbij is dat de gehanteerde populatiegrootte naar verwachting een onderschatting van het werkelijke aantal zal zijn. Gegevens over de Russische populatiegrootte zijn bijvoorbeeld niet meegerekend, terwijl hier (gelet op het landoppervlak) verreweg de meeste dieren van afkomstig zullen zijn. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van de additionele sterfte is het wenselijk om door middel van een andere methodiek (genetische diversiteit) meer inzicht te krijgen in populatiegroottes. Voor de overige vleermuissoorten zijn effecten op de staat van instandhouding wel uit te sluiten.



11.3 Vissen

De aanwezigheid van windturbines en erosiebescherming kunnen (op termijn), wanneer ze in steeds grotere getalen aanwezig zijn, veranderingen in stroming, stratificatie en primaire productie teweegbrengen (Williamson *et al* 2019, Dorrell *et al* 2021). Over indirecte effecten op plankton en benthos in beschermde gebieden door de aanleg van een windpark, zoals effecten door vertroebeling, veranderende hydrodynamiek en sedimentatie of stratificatie, zijn modelstudies ontwikkeld (Boon *et al.* 2018, Zijl *et al.* 2021). De modelresultaten geven aan dat opschaling van offshore wind in de Noordzee significante effecten kan hebben op fundamentele ecosysteemprocessen. Benadrukt wordt echter ook dat deze modellen op dit moment uitsluitend als onderzoeksinstrumenten te beschouwen zijn. De modelresultaten zijn op dit moment niet geschikt om voorspellingen te doen over van wat in de toekomst zal gebeuren en er kunnen daarom geen juridische consequenties aan deze uitkomsten verbonden worden. Derhalve zijn significante positieve of negatieve effecten vooralsnog niet uit te sluiten. Daarbij is in deze modelstudies ook al rekening gehouden met windparken die verder in de toekomst voornemens worden aangelegd en niet slechts de windparken die tot IJmuiden Ver in de ontwikkelfase zijn.

Wanneer deze (a)biotische veranderingen optreden heeft dit een doorwerking op de verspreiding van vissen die zich voeden met (dierlijk)plankton, en soorten in de trofische niveaus daarboven (zoals piscivore vissen, vogels en zeezoogdieren). Dit zou bijvoorbeeld in het geval van de zandspiering kunnen optreden, die rondom bestaande windparken in grote aantallen aanwezig kan zijn (Leewis & Klink 2017) en ook in grote getalen nabij het plangebied zijn waargenomen (hoofdstuk 7.2). Ook de verspreiding van andere pelagische vissoorten die veelvuldig in het plangebied zijn aangetroffen zoals sprot en haring kan veranderen wat een doorwerking heeft op soorten hoger in voedselketen (zoals vogels en zeezoogdieren). Dergelijke effecten moeten in toekomstig onderzoek bevestigd worden.

Omdat effecten van EMF-straling op vissoorten niet goed zijn onderzocht, kan ook niet met zekerheid worden uitgesloten dat dit uitbreidende netwerk van kabels in de Noordzee een negatief effect gaat hebben op vissen. Lopende studies moeten in de toekomst meer kennis genereren waarbij het noodzakelijk is om deze effecten grondig te monitoren.

11.4 Benthos

Naarmate meer (of grotere) windparken op zee komen resulteert dit in een groter areaal aan beschikbaar hard substraat oppervlak ten gevolge van turbinepalen, erosiebescherming en verhoging van het aantal scheepvaartbewegingen. Dit kan de kolonisatie door exotische marine fauna die geassocieerd is met harde substraten faciliteren of versnellen in dit deel van de Noordzee. De windparken kunnen hierbij fungeren als 'stepping stone' terwijl het toegenomen aantal scheepvaartbewegingen kan fungeren als transport vector. Meer windparken en/of een hoger aantal turbines per windpark vergroot de kans op vestiging van nieuwe exoten geassocieerd met hard substraat. De vestiging van nieuwe exotische soorten kan mogelijk leiden tot economische en ecologische schade (bijv. Japanse oester).



Literatuur

- ACRB, 2013. Mogelijke morfologische effecten van het Prinses Amaliawindpark. Rapport in opdracht van Prinses Amaliawindpark. ACRB.
- Ahlén, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Pettersson, 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Ahlén, I., H.J. Baagøe & L. Bach, 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90: 1318-1323.
- Ainslie, M.A., 2010. Principles of sonar performance modeling. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Alerstam, T., M. Rosén, J. Bäckman, P.G.P. Ericson & O. Hellgren, 2007. Flight Speeds among Bird Species: Allometric and Phylogenetic Effects. *PLoS Biology* 5(8): e197. doi: 10.1371/journal.pbio.0050197.
- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A., 2017. A Framework for Regulating Underwater Noise During Pile Driving. Report by Vindval.
- Arts, F.A., 2013. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2012. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 13.28, Lelystad.
- Bach, P., L. Bach & K. Ekschmitt, 2014. "Bat activities and bat fatalities at different wind farms in North-west Germany." in XIIIth European Bat Research Symposium, Sibenik, Croatia.
- de Backer, A. & K. Hostens, 2018. Soft sediment epibenthos and fish monitoring at the Belgian offshore wind farm area: situation 6 and 7 years after construction. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.
- Band, W., 2000. Windfarm and birds: calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. Scottish natural heritage Guidance Note.
- Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer. *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation*. Blz. 259-275. Quercus. Madrid.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- Baptist, H.J.M. & P.A. Wolf, 1993. Atlas van de vogels van het Nederlands Continentaal Plat. Rapport DGW-93.013, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren & Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Middelburg, Yerseke.
- Barbut, L., B. Vastenhoud, L. Vigin, S. Degraer, F.A.M. Volckaert & G. Lacroix, 2020. The proportion of flatfish recruitment in the North Sea potentially affected by offshore windfarms. *ICES Journal of Marine Science*, 77: blz. 1227–1237.
- Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruber, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85: 381-387.
- Barton, C. & C. Pollock 2009. Study to evaluate the significance of impact of UK offshore installations on migratory birds. Cork Ecology publication, Cork, Ireland.
- Bat Conservation Trust 2017. http://www.bats.org.uk/pages/nathusius_pipistrelle_project.html.
- Bat Conservation Trust, 2010. *Nathusius pipistrelle Pipistrellus nathusii*.
- Batsleer, J., K. Bleeker, T. Brunel, R. van Hal & L. Staat, 2020. Overzicht beschikbare gegevens ten behoeve van Nederlandse beleidsdoelen voor haaien en roggen. Wageningen Marine Research rapport C114/20.



- Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr & U. Mammen, 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21: 394-400.
- Bells, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap Limburg reeks V. Maastricht.
- Bennett, V. J., & Hale, A. M. (2014). Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. *Animal Conservation*, 17(4), 354-358.
- van den Berg, A.B. & C.A.W. Bosman 2001. Zeldzame vogels van Nederland. Avifauna van Nederland 1. Dutch Birding Association.
- Bergman M., G. Duineveld, R. Daan, M. Mulder & S. Ubels, 2012. Impact of OWEZ wind farm on the local macrobenthos community macrobenthos. Final report OWEZ_R_261_T2_20121010. NoordzeeWind – Wageningen Imares.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2001. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van de Noordse stormvogel op het Nederlands Continentaal Plaat. Rapport RIKZ 2001.024. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ): Middelburg.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2002. Ruimtelijke analyses van zeevogels: verspreiding van Alk/Zeekoet op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ 2002.039. Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg.
- Berrevoets, C.M. & F.A. Arts, 2003. Midwintertelling van zee-eenden in de Waddenzee en de Nederlandse kustwateren, januari 2003. Rapport RIKZ 2003(8). Rijksinstituut voor Kust en Zee: Middelburg.
- Bijkerk 1988. Ontsnappen of begraven blijven: de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden: literatuuronderzoek. In opdracht van Rijkswaterstaat, rdd aquatic ecosystems.
- Bijlsma R.G. F. Hustings & C.J. Camphuysen 2001. Algemene en Schaarze Vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe, population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Blake, R.W. & K.H. Chan, 2006. Flight speeds of seven bird species during chick rearing. *Canadian Journal of Zoology* 84(7): 1047-1052.
- Bochert R and Zettler ML 2006. Effect of electromagnetic elds on marine organisms. In: Offshore Wind Energy. Springer. Pp. 223-234.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & C. Plate, 2014. Broedvogels in Nederland in 2012. Sovon-rapport 2014/13. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & T. van der Meij, 2016. Broedvogels in Nederland in 2014. Sovon-rapport 2016/04. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Boele, A., J. van Bruggen, F. Hustings, K. Koffijberg, J.W. Vergeer & T. van der Meij, 2017. Broedvogels in Nederland in 2015. Sovon-rapport 2017/04. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Bogdanova, M.I., A. Butler, C. Gunn, A. Kafas, C. Rei, P. Low & F. Daunt, 2015. Foraging behaviour of large gulls and implications for offshore wind site selection. CEH report to Innovate UK.
- Bolle, L.J., de Jong CAF, Bierman SM, van Beek PJG, van Keeken OA, Wessels PW *et al.* 2012 Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. *PLoS ONE* 7(3): e33052.
- Bolle, L.J., E. Blom, C.A.F. de Jong, M.B. Halvorsen, R. Hoek, C.J.G van Damme, P.W. Wessels, H.V. Winter, C.M. Woodley, C. Hinrichs, T. Huijjer, M. Lohman, I. Pennock, 2014. Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. Imares Wageningen UR report number C111.14, IJmuiden, Nederland.
- Bolle, L.J., C. A. F. de Jong, S. M. Bierman, P. J. C. van Beck, P. W. Wessels, E. Blom, C. J. G. van Damme, H. V. Winter & R. P. A. Dekeling, 2016: Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 875: 91-100.
- Boon, A.R., Caires, S., Wijnant, I.L., Verzijlbergh, R., Zijl, F., Schouten, J.J., Muis, S., van Kessel, T., van Duren, L. & T. van Kooten, 2018. Assessment of system effects of large-scale implementation of offshore wind in the southern North Sea. *Deltares*.



- Boonman, M. 2018. Mitigerende maatregelen voor vleermuizen in offshore windparken. Evaluatie en verbetering van stilstandvoorziening. Rapport 18-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Bos, O.G. & J.E. Tamis, 2020. Evaluatie van OSPAR aanbevelingen voor bedreigde en / of achteruitgaande soorten en habitats in Nederland. Wageningen Marine Research Den Helder, rapport C006/20NL.
- Boshamer J.P.C. & J.P. Bekker, 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra* 51: 17-36.
- Bos O.G., Witbaard R., Lavaleye M., van Moorsel G., Teal L.R., van Hal R., ter Hofstede R., van Bemmelen R., Witte R.H., Geelhoed S. & Dijkman E.M., 2011. Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf. A Marine Strategy Framework Directive perspective. Report number C071/11 IMARES.
- Bos O.G., A. Gittenberger, I. de Boois, M. van Asch, J.T van der Wal, J. Cremer, B. van der Hoorn, S. Pieterse & P.A.J. Bakker, 2016. Soortenlijst Nederlandse Noordzee. Wageningen Marine Research rapport C125/16.
- Bos, O.G., J.W.P. Coolen & J.T. van der Wal, 2019. Biogene riffen in de Noordzee - Actuele en potentiële verspreiding van rifvormende schelpdieren en wormen. Wageningen Marine Research rapport C058/19.
- Bouma S. & W. Lengkeek 2009. Development of underwater flora- and fauna communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report OWEZ_R_266_T1_20090126.
- Bouma S. & W. Lengkeek, 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Including results of samples collected in scour holes. Report OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.
- Bowgen, K. & A. Cook, 2018. Bird Collision Avoidance: Empirical evidence and impact assessments. JNCC Report No: 614. JNCC, Peterborough.
- Brabant, R., Laurent, Y., Poerink, B., & Degraer, S., 2020. Activity and Behaviour of Nathusius' Pipistrelle *Pipistrellus nathusii* at Low and High Altitude in a North Sea Offshore Wind Farm. *Acta Chiropterologica* 21: 341.
- Brabant, R., Laurent, Y., Jonge Poerink, B., & Degraer, S., 2021. The Relation between Migratory Activity of Pipistrellus Bats at Sea and Weather Conditions Offers Possibilities to Reduce Offshore Wind Farm Effects. *Animals* 11: 3457.
- Bradbury, G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow & D. Hume, 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366.
- Brinkmann R., O. Behr, I. Niermann, & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Bruinzeel, L.W., J. van Belle & L. Davids m.m.v F. van de Laar 2009. The impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. A&W Report 1227, Altenburg & Wymenga Ecological Consultants, Veenwouden,
- BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Bugter, R.J.F., M.J. Boogaardt & F.H. Kistenkas 2007. Wat telt mee voor cumulatie? Werkdocument met een voorlopige handreiking voor de inventarisatie van relevante activiteiten. Alterra werkdocument, Wageningen UR.
- Busch, M., R. Buisson, Z. Barrett, S. Davies & M.M. Rehfish, 2015. Developing a habitat loss method for assessing displacement impacts from offshore wind farms. Joint Nature Conservation Committee.
- Buurma, L.S., 1987. Patronen van hoge vogeltrek boven het Noordzeegebied in oktober. *Limosa* 60: 63-74.
- Buurma L.S. & H. van Gasteren, 1989. Trekvogels en obstakels langs de Zuid-Hollandse kust. Rapport, Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Camphuysen C.J., 1991. Baltsvluchten van Noordse Sterns *Sterna paradisaea* op open zee. *Sula* 5(2): 59-61.



- Camphuysen, C.J., 1995. Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.
- Camphuysen, C.J., 2008. Het regent soms kleine alken in november. *Natura* 2: 52-54.
- Camphuysen, C.J., 2009. Het gebruik van zeetrekellingen bij de analyse van populatie schommelingen (2). Dwergmeeuwen *Larus minutus* langs de kust. *Sula* 22: 49-66.
- Camphuysen, C.J., 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ-Report 2011-05. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Camphuysen C.J., 2013. A historical ecology of two closely related gull species (Laridae): multiple adaptations to a man-made environment. Ph.D.-thesis, Univ. Groningen, Groningen.
- Camphuysen C.J. & J. van Dijk, 1983. Zee- en kustvogels langs de Nederlandse kust, 1974-79. *Limosa* special issue 56(3): 81-230.
- Camphuysen C.J. & A. Gronert, 2012. Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. *Ardea* 100: 113-122.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 1994. Atlas of seabirds in the southern North Sea. IBN Research report 94/6. NIOZ Report 1994-8. Institute for Forestry and Nature Research, Netherlands Institute for Sea Research and Dutch Seabird Group, Texel.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 1996. Invasies van de Kleine Alk *Alle alle*: Voorkomen en achtergronden. *Sula* 10: 169-182.
- Camphuysen C.J & C.J.N. Winter, 1996. Arctic Terns *Sterna paradisaea* in the central northern North Sea in July: offshore staging area for failed breeders? *Seabird* 18: 20-25.
- Camphuysen, C.J. & M.F. Leopold. 2005. The Tricolor oil spill: characteristics of seabirds found oiled in The Netherlands. *Atlantic Seabirds* (special issue) 6: 109-128.
- Camphuysen, C.J., J. van Dijk, H. Witte & N. Spaans, 2008. De voedselkeuze van Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen en andere indicaties die aanwijzingen geven over het ruimtegebruik van deze vogelsoorten in de Noord-Hollandse kustwateren. NIOZ-Report 2008-12. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Carpenter, J.R., Merckelbach L., Callies U., Clark S., Gaslikova L., & Baschek B., 2016. Potential Impacts of Offshore Wind Farms on North Sea Stratification. *PLoS One* 11(8): e0160830.
- Casper, B.M., Popper, A.N., Matthews, F., Carlson, T.J., Halvorsen, M.B. 2012. Recovery of Barotrauma Injuries in Chinook Salmon from Exposure to Pile Driving Sound. *PLoS ONE* 7: e39593.
- Casper, B.M., M.B. Halvorsen, F. Matthews, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2013. Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped Bass. *PLoS ONE* 8: e73844.
- Casper B.M., M.E. Smith, M.B. Halvorsen, H. Sun, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2013. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 166: 352-360.
- Casper, B.M., M.B. Halvorsen, T.J. Carlson & A.N. Popper, 2017. Onset of barotrauma injuries related to number of pile driving strike exposures in hybrid striped bass. *The Journal of the Acoustical Society of America* 141: 4380-4387.
- CBS, PBL & Wageningen UR, 2012. Ruimtelijke verdeling biodiversiteit in de Noordzee, 1991-2010. Indicator 2159, versie 01, d.d. 25 september 2012. <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl>. CBS, Planbureau voor de Leefomgeving en Wageningen UR, Den Haag, Bilthoven en Wageningen.
- Christianen, M.J.A., W. Lengkeek, J. H. Bergsma, J. W. P. Coolen, K. Didden, M. Dorenbosch, F.M.F. Driessen, P. Kamermans, E. Reuchlin-Hugenholtz, H. Sas, A. Smaal, K. A. van den Wijngaard & T. M. van der Have, 2018. Return of the native facilitated by the invasive? Population composition, substrate preferences and epibenthic species richness of a recently discovered shellfish reef with native European flat oysters (*Ostrea edulis*) in the North Sea, *Marine Biology Research*, 14:6, 590-597.
- Cleasby, I.R., E.D. Wakefield, S. Bearhop, T.W. Bodey, S.C. Votier & K.C. Hamer, 2015. Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshore wind farms. *Journal of Applied Ecology* 52(6): 1474-1482.



- CMACS (Centre for Marine and Coastal Studies). 2003. A Baseline Assessment of Electromagnetic Fields Generated by Offshore Windfarm Cables. Report No. COWRIE EMF-01-2002, 66. Centre for Marine and Coastal Studies, Birkenhead, UK.
- Coates, D.A., Deschutter, Y., Vincx, M. & Vanaverbeke, J., 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine Environmental Research* 95: 1-12.
- Coates, D.A., Van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M. & Vanaverbeke, J., 2015. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 3-18.
- Coates, D.A., D.-A. Kapasakali, M. Vincx & J. Vanaverbeke, 2016. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 179: 131–138.
- Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2011. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Part 1: Review. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-078. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Collier, M.P., S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines: Part 2: Feasibility study of systems to monitor collisions. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport 11-215. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Collins, P.M., L.G. Halsey, J.P.Y. Arnould, P.J.A. Shaw, S. Dodd & J.A. Green, 2016. Energetic consequences of time-activity budgets for a breeding seabird. *Journal of Zoology* DOI: 10.1111/jzo.12370.
- Cook A.S.C.P., A. Johnston, L.J. Wright & N.H.K. Burton 2012. A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-02, British Trust for Ornithology and The Crown Estate, UK.
- Cook, A.S.C.P., E.M. Humphreys, F. Bennet, E.A. Masden & N.H.K. Burton, 2018. Quantifying avian avoidance of offshore wind turbines: Current evidence and key knowledge gaps. *Marine Environmental Research* 140: 278-288.
- Coolen, J.W.P., 2017. North Sea reefs: benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the southern North Sea. Doctoral dissertation, Wageningen University.
- Coolen, J.W., Bos, O.G., Glorius, S., Lengkeek, W., Cuperus, J., van der Weide, B. & Agüera, A., 2015. Reefs, sand and reef-like sand: A comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. *Journal of Sea Research* 103: 84-92.
- Coolen, J.W.P., B. Van Der Weide, J. Cuperus, M. Blomberg, G.W.N.M. Van Moorsel, M.A. Faasse, O.G. Bos, S. Degraer & H.J. Lindeboom, 2020. Benthic biodiversity on old platforms, young wind farms, and rocky reefs. *ICES Journal of Marine Science* 77(3): 1250- 1265.
- Copping, A.E., L.G. Hemery, H. Viehman, A.C. Seitz, G.J. Staines & D.J. Hasselman, 2021. Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes. *Biological Conservation*, 262: 109297.
- Corbett, W.T., 2019. The Behavioural and Physiological Effects of Pile-driving Noise on Marine Species. Master's thesis, University of Exeter.
- Corman, A.-M. & S. Garthe, 2014. What flight heights tell us about foraging and potential conflicts with wind farms: a case study in Lesser Black-backed Gulls (*Larus fuscus*). *Journal of Ornithology* 155: 1037-1043.
- Couperus, B., E. Winter, O. van Keeken, T. van Kooten, S. Tribuhl & D. Burggraaf, 2010. Use of high resolution sonar for near_turbine fish observations (DIDSON) – We@Sea 2007_002. IJmuiden, IMARES.
- Craeymeersch J.A., Witbaard R., Dijkman E., Meesters H.W.G., 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Report number C070/80 IMARES.
- Cryan P.M. & R.M.R. Barclay, 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90: 1330-1340.
- Cryan, P.M., P. M. Gorresen, C. D. Hein, M. R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. *PNAS* 111(42): 15126-15131.



- Daan, N., 2005. Aanzet tot een systeembeschrijving Noordzee: de visgemeenschap. RIVO rapport C012/05.
- Daan, R., Mulder M & Bergman M.J.N., 2009. Impact of windfarm OWEZ on the local macrobenthos community. Report OWEZ_R_261_T1_20091216.
- van Damme, C.J.G., R. Hoek, D. Beare, L.J. Bolle, C. Bakker, E. van Barneveld, M. Lohman, E. Os-Koomen, P. Nijssen, I. Pennock & S. Tribuhl, 2011. Shortlist Master plan Wind Monitoring fish eggs and larvae in the Southern North Sea: Final report Part A. IMARES Wageningen UR, Report number C098/11.
- Damveld, J.H., van der Reijden, K.J., Cheng, C., Koop, L., Haaksma, L. R., Walsh, C.A.J., et al. 2018. Video transects reveal that tidal sand waves affect the spatial distribution of benthic organisms and sand ripples. *Geophysical Research Letters* 45: 11837-11846.
- Danish Energy Agency. 2013. Danish offshore wind. Key environmental issues – a Follow up. The Environmental Group: The danish energy agency, the danish nature agency, DONG Energy & Vattenfall.
- De Backer, A., J. Buyse & K. Hostens, 2020. A decade of soft sediment epibenthos and fish monitoring at the Belgian offshore wind farm area. In S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes, & L. Vigin (editors), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Empirical Evidence Inspiring Priority Monitoring, Research and Management*. Series 'Memoirs on the Marine Environment', blz. 79 - 113.
- De Robertis, A., C.H. Ryer, A. Veloza & R.D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1517-1526
- Debusschere, E., B. De Coensel, A. Bajek, D. Botteldooren, K. Hostens, J. Vanaverbeke, S. Vandendriessche, K. Van Ginderdeuren, M. Vincx & S. Degraer, 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PLoS one* 9(10): e109280.
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L. & Vincx, M., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution* 208: 747-757.
- Deelder, C.L. & L. Tinbergen, 1947. Waarnemingen over de vlieghoogte van trekkende Vinken, *Fringilla coelebs* L. en Spreeuwen, *Sturnus vulgaris* L. *Ardea* 35: 45-78.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds.) (2016). *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Degraer, S., D.A. Carey, J.W.P. Coolen, Z.L. Hutchison, F. Kerckhof, B. Rumes, & J. Vanaverbeke, 2020. Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning, a synthesis. *Oceanography*, vol 33: 4.
- van Denderen, P.D., T. van Kooten & A.D. Rijnsdorp, 2013. When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280(1769): 20131883.
- van Denderen P. D. Hintzen N. T. Rijnsdorp A. D. Ruardij P. van Kooten T. 2014. Habitat-specific effects of fishing disturbance on Benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems* 17: 1216-1226.
- van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D. & Van Kooten, T., 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*: 541: 31-43.
- Derweduwen, J., Vandendriessche, S. & Hostens, K., 2016. Effects of Belgian wind farms on the epibenthos and fish of the soft sediment. *Environmental impacts of offshore wind farms in*



- the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.
- van Deurs, M., T.M. Grome, M. Kaspersen, H. Jensen, C. Stenberg, T.K. Sørensen, J. Støttrup, T. Warnar & H. Mosegaard, 2012. Short-and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. *Marine Ecology Progress Series* 458: 169-180.
- Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill, 2011. *Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noord-west Afrika. De Fontein / Tirion Natuur, Utrecht.*
- Dierschke, V., R.W. Furness & S. Garthe 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202: 59-68.
- van Dijk, T.A., van Dalfts, J.A., Van Lancker, V., van Overmeeren, R.A., van Heteren, S. & P.J. Doornenbal, 2012. Benthic habitat variations over tidal ridges, North Sea, the Netherlands. In: *Seafloor geomorphology as benthic habitat*, pp. 241-249. Elsevier.
- Dillingham, P.W. & D. Fletcher, 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. *Biological Conservation* 141: 1783-1792.
- Dirksen, S. 2017. Review of methods and techniques for field validation of collision rates and avoidance amongst birds and bats at offshore wind turbines. Sjoerd Dirksen Ecology / Rijkswaterstaat WVL.
- Dorrell, R., C. Lloyd, B. Lincoln, T. Rippeth, J. Taylor, C. Caulfield, J. Sharples, J. Polton, B. Scannell, D. Greaves, R. Hall & J. Simpson, 2021. Anthropogenic Mixing of Seasonally Stratified Shelf Seas by Offshore Wind Farm Infrastructure. *Frontiers in Marine Science*, 9: 830927.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134: 233-266.
- Duijns, S., L.J. Niles, A. Dey, Y. Aubry, C. Friis, S. Koch, A.M. Anderson & P.A. Smith, 2017. Body condition explains migratory performance of a long-distance migrant. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1866): 20171374.
- van Duin, C.F., Jaspers C.J. & Kreft M., 2011. Offshore Windpark Q10. Milieueffectrapport. Grontmij, 2011.
- Dunnet, G.M. & J.C. Ollason, 1982. The feeding dispersal of fulmars *Fulmarus glacialis* in the breeding season. *Ibis* 124: 359-361.
- van Duren, L.A., 2018. Essay: bouwen met Noordzeenatuur. Noordzeedagen 2018, Deltares.
- van Duren, L.A., Gittenberger, A., Smaal, A.C., Koningsveld, M. van, Osinga, R., Cado van der Lelij, J.A. & de Vries, M.B., 2016. Rijke riffen in de Noordzee: verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat. Rapport 1221293-000, Deltares
- van Duren, L.A., F. Zijl, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin, J. van der Meer, G.M. Aarts, J. van der Molen, K. Soetaert & A.W. Minns, 2021. Ecosystem effects of large upscaling of offshore wind on the North Sea - Synthesis report. Document ID: 11203731-004-ZKS-0010, Deltares.
- Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09.2013. www.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.
- van Eerden, M.R. & B. Voslamber, 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, the Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83: 199-212.
- Eigaard, O.R., F. Bastardie, M. Breen, G.E. Dinesen, N.T. Hintzen, P. Laffargue, L.O. Mortensen, J.R. Nielsen, H.C. Nilsson, F.G. O'Neill, H. Polet, D.G. Reid, A. Sala, M. 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.
- Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments - options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5: 69-80.
- Everaert, J. & E. Stienen, 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiversity and Conservation* 16: 3345-3359.
- Exo, K.M., O. Huppopp & S. Garthe, 2002. Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz, *Seevögel, Zeitschr. Verein Jordsand, Hamburg*. 23: 83-95.
- Falk, K. & S. Møller, 1995. Satellite tracking of high-arctic Northern Fulmars. *Polar Biol.* 15: 495-502.
- Fey, D.P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulewicz, E., Otremba, Z. and Urban-Malinga, B., 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish?. *Aquatic Toxicology* 209: 150-158.
- Fijn, R.C. & M.P. Collier, 2014. Berekeningen aanvaringsslachtoffers onder vogels door windpark Beaufort. Tekst over modellen, cumulatie, tabellen en grafieken. Rapport 14-079. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C. & M.J.M. Poot, 2014. Vliegintensiteit en vliegroutes van vogels boven kavel Borssele. Notitie 14-528/14.04045/RubFi, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, D. Beuker, S. Dirksen & K.L. Krijgsveld, 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Report 11-112, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., Wolf, P.A., Courtens, W., Verstraete, H., Stienen, E.W.M., Iliszko, L. & Poot, M.J.M. 2014a. Post-breeding prospecting flights of adult Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis*. *Bird Study* 61: 566-571.
- Fijn, R.C., Poot, M.J.M., van Rijn, S., van Eerden, M.B. & Boudewijn, T.J. 2014b. Specialistisch gedrag door een generalist: een kustbroedende Aalscholver foerageert uitsluitend in het binnenland. *Limosa* 87: 129-134.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015a. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.
- Fijn, R.C. & A. Gyimesi, 2018. Behaviour related flight speeds of Sandwich Terns and their implications for wind farm collision rate modelling and impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 71: 12-16.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman, J.W. de Jong & M.J.M. Poot, 2015b. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel I en II: vogels en vleermuizen. Rapport 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman & J.W. de Jong, 2015c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel III en IV: vogels en vleermuizen. Rapport 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, J.W. de Jong, R.J. Jonkvorst, B.W.R. Engels, T.J. Boudewijn, W. Courtens, H. Verstraete, N. Vanermen, E.W.M. Stienen, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly & F.A. Arts, 2016. PMR-NCV onderzoek sterns in de Delta en Voordelta. Rapport 16-247. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., F.A. Arts, B.W.R. Engels, J.W. de Jong, M.P. Collier, D. Beuker, M. Hoekstein, R.-J. Jonkvorst, S. Lilipaly, D. van Straalen, P.A. Wolf 2017. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2016-2017. Rapport 17-197. Bureau Waardenburg & Delta Project Management, Culemborg.
- Fijn, R.C., R.S.A. van Bemmelen, F.A. Arts, J.W. de Jong, D. Beuker, E.L. Bravo Rebolledo, B.W.R. Engels, M. Hoekstein, Y. van der Horst, J. Leemans, S. Lilipaly, M. Sluijter, K.D. van Straalen & P.A. Wolf, 2022. Verspreiding, abundantie en trends van zeevogels en



- zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 2020-2021. RWS-Centrale Informatievoorziening BM 22.01. Bureau Waardenburg Rapport 20-324. Bureau Waardenburg & Deltamilieu Projecten, Culemborg.
- Floeter, J., van Beusekom JE, Auch D, Callies U, Carpenter J, Dudeck T, Eberle S, Eckhardt A, Gloe D, Hänselmann K, Hufnagl M., 2017. Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography* 156: 154-73.
- Franzitta, G., A. Colletti, B. Savinelli, M.L. Martire, C. Corinaldesi & L. Musco, 2022. Feasibility of the Sabellarid Reef Habitat Restoration. *Frontiers in Marine Science* 9: 854986.
- Furmankiewicz J. & M. Kucharska, 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy* 90: 1310-1317.
- Furness, R.W., 2016. Qualifying impact assessments for selected seabird populations: A review of recent literature and understanding. MacArthur Green, Glasgow.
- Furness, R.W., S. Garthe, M. Trinder, J. Matthiopoulos, S. Wanless & J. Jeglinski, 2018. Nocturnal flight activity of northern gannets *Morus bassanus* and implications for modelling collision risk at offshore wind farms. *Environmental Impact Assessment Review* 73: 1-6.
- Garthe, S. & O. Hüppop, 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41(4): 724-734.
- García, S., H. Álvarez, A.L. Perry, J. Blanco, D.J. Maaholm & R. Aguilar, 2019. Protecting the North Sea: Brown Bank. *Oceana*, Madrid.
- Garthe, S., 2019. Movements of seabirds and coastal birds: Long-distance migration, foraging flights and offshore wind farms. *Birdmove Conference: Tracking bird migration over the seas: Fundamental patterns and their applications for offshore wind farms*. Berlin.
- Garthe, S., D. Grémillet & R.W. Furness, 1999. At-sea-activity and foraging activity in chick-rearing Northern Gannets *Sula bassana*: a case study in Shetland. *Mar Ecol Prog Ser* 185:93-99.
- Garthe, S., W.A. Montevecchi, G. Chapdelaine, J.-F. Rail & A. Hedd, 2007a. Contrasting foraging tactics by Northern Gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains with different prey fields. *Marine Biology* 151:687-694.
- Garthe S., W.A. Montevecchi & G.K. Davoren, 2007b. Flight destinations and foraging behaviour of Northern Gannets (*Sula bassana*) preying on a small forage fish in a low-Arctic ecosystem. *Deep-Sea Research II* 54:311–320.
- van Gasteren H., J. van Belle & L.S. Buurma, 2002. Kwantificering van vogelbewegingen langs de kust bij IJmuiden: en radarstudie. Rapport. Koninklijke Luchtmacht, Den Haag.
- Geelhoed S., R. Van Bemmelen, G. Keijl, M. Leopold, H. Verdaat. 2011. Nieuwe kolonie Drieteenmeeuwen *Rissa tridactyla* in de zuidelijke Noordzee. *Sula* 24(1): 27-30.
- Geoxyz, 2021. Final Survey Report Geophysical Survey – IJmuiden Ver Wind Farm Zone. Document no: BE3445H-634-FR-03-3.0.
- Gibb, N., B. Pearce, H.M. Tillin & H. Tyler-Walters, 2014. Assessing the sensitivity of *Sabellaria spinulosa* reef biotopes to pressures associated with marine activities. Joint Nature Conservation Committee, report number: 504.
- Gill, A.B & M. Desender, 2020. Risk to animals from electromagnetic fields emitted by electric cables and marine renewable energy devices. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES), blz. 90-107.
- GoBe Consultants, 2019. Hornsea Project Four: Preliminary Environmental Information Report (PEIR) - F2.5: Outline Marine Mammal Mitigation Protocol. GoBe Consultants Ltd, Glasgow, UK.
- Green, R., C.B. Thaxter, M.P. Collier, N.H.K. Burton, E.S. Scragg, R. Taylor, A.S.C.P. Cook & R.C. Fijn, 2018. Tracking breeding Sandwich terns on the North Norfolk Coast. Results report 2018. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Green, R.M.W., N.H.K. Burton & A.S.C.P. Cook, 2021. Migratory movements of British and Irish Common Shelduck *Tadorna tadorna*: a review of ringing data and a pilot tracking study to inform potential interactions with offshore wind farms in the North Sea. *Ringing & Migration* 34: 71-83.



- Grémillet, D., L. Pichegru, F. Siorat, & J. Georges, 2006. Conservation implications of the apparent mismatch between population dynamics and foraging effort in French Northern Gannets from the English Channel. *Mar Ecol Prog Ser* 319: 15-25.
- Griffin, L., E.C. Rees & B. Hughes, 2016. Satellite tracking Bewick's Swan migration in relation to offshore and onshore wind farm sites. WWT Final Report to the Department of Energy and Climate Change. WWT, Slimbridge.
- Gruber, S. & G. Nehls, 2003. Charakterisierung des offshore Vogelzuges vor Sylt mittels schiffsgestützter Radaruntersuchungen. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 151-156.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015a. Slachtofferberekeningen voor een windpark met een totaalvermogen van 380 MW in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.03297.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015b. Slachtofferberekeningen voor windparken in de zuidelijke Noordzee met bestaande en geplande turbinetypes. Bureau Waardenburg notitie 15.03620.
- Gyimesi, A. & R.C. Fijn, 2015c. Slachtofferberekeningen voor drie gebiedsvarianten van de uitbreiding van windenergiegebied Hollandse Kust. Bureau Waardenburg notitie 15.05577.
- Gyimesi, A. & R. Lensink, 2012. Non-breeding adults or 'floaters' in bird populations. Rapport 11-200. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., T.J. Boudewijn, M.J.M. Poot & R.-J. Buijs, 2011. Habitat use, feeding ecology and breeding success of Lesser black-backed gulls in Lake Volkerak. Rapport 10-234. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., M.P. Collier & R.C. Fijn, 2015. Slachtofferberekeningen voor 14 windturbine varianten (4 MW - 10 MW) in Kavel I of II in windenergiegebied Borssele. Bureau Waardenburg notitie 15.01562.
- Gyimesi, A., M. Dorenbosch, J.W. de Jong, M. Boonman M. Teunis & R.C. Fijn, 2016. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust. Kavel I en II: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Rapport 16-007. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, M.P. Collier, W. Bouten & R.C. Fijn, 2017a. Validation of biological variables for use in the SOSS Band model for Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus* and Herring Gull *Larus argentatus*. Rapport 16-042. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., T.J. Evans, J.F. Linnebjerg, J.W. de Jong, M.P. Collier & R.C. Fijn, 2017b. Review and analysis of tracking data to delineate flight characteristics and migration routes of birds over the Southern North Sea. Rapport 16-139. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, M. Teunis, M. Boonman & R.C. Fijn, 2017c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Kavel III en IV: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., R.P. Middelveld, B.M.C. Grutters, E. Stienen & R.C. Fijn, 2018a. Effects of Offshore Wind farms on the Behaviour of Lesser Black-backed Gulls. Report 17-175. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., J.W. de Jong, A. Potiek & E.L. Bravo Rebolledo, 2018b. Actualisatie van KEC vogelaanvaring berekeningen volgens Routekaart 2030. Rapport 18-290. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., E.L. Bravo Rebolledo, J.C. Kleyheeg-Hartman, J.W. de Jong, M. Teunis, K. Dideren, M. Boonman, M. Schutter & R.C. Fijn, 2018c. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Hollandse Kust (noord). Kavel V en kavel VI: vogels, vleermuizen, vissen en benthos. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- de Haan, D., D. Burggraaf, S. Ybema & R. HilleRisLambers 2007. Underwater sound emissions and effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). Report OWEZ_R_251_TC 20071029, Imares Wageningen UR.
- van Hal, R., 2013. Round Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C117/13A.
- van Hal, R., 2014. Demersal Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES report number C125/14.



- van Hal, R., B. Couperus, S. Fassler, S. Gastauer, B. Griffioen, N. Hintzen, L. Teal, O. van Keeken & E. Winter 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish community. IMARES Report C059/12. OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish. Imares Wageningen UR.
- van Hal, R., Griffioen, A.B. & van Keeken, O.A., 2017. Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research* 126: 26-36.
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N., 2012a. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLoS ONE* 7: e38968
- Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Matthews, F., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012b. Effects of exposure to pile-driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia and hogchoker. *Proc. R. Soc. B* 279: 4705-4714
- Hamer, K.C., R.A. Phillips, S. Wanless, M.P. Harris & A.G. Wood, 2000. Foraging ranges, diets and feeding locations of Gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from radio tracking. *Mar Ecol Prog Ser* 200: 257-264.
- Hamer, K.C., R.A. Phillips, J.K. Hill, S. Wanless & A.G. Wood, 2001. Contrasting foraging strategies of gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. *Mar Ecol Prog Ser* 224: 283-290.
- Hamer, K.C., S. Lewis, S. Wanless, R.A. Phillips, T.N. Sherratt, E.M. Humphreys, J. Hennenke & S. Garthe, 2006. Use of gannets to monitor prey availability in the northeast Atlantic Ocean: colony size, diet and foraging behavior. Pp. 236-248. In: Boyd, I.L., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. (Eds). *Top Predators in Marine Systems*. Cambridge University Press.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, S. Garthe, J. Hennenke, G. Peters, D. Grémillet, R.A. Phillips, M.P. Harris & S. Wanless, 2007. Annual variation in diets, feeding locations and foraging behaviour of gannets in the North Sea: flexibility, consistency and constraint. *Mar Ecol Prog Ser* 338: 295–305.
- Hamer, K.C., E.M. Humphreys, M.C. Magalhães, S. Garthe, J. Hennenke, G. Peters, D. Grémillet, H. Skov & S. Wanless, 2009. Fine-scale foraging behaviour of a medium-ranging marine predator. *Journal of Animal Ecology* 78: 880-889.
- Hawkins, A., 2005. Assessing the impact of pile driving upon fish. *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. p. 22
- HDR, 2020. Benthic and Epifaunal Monitoring During Wind Turbine Installation and Operation at the Block Island Wind Farm, Rhode Island – Project Report. Final Report to the U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Office of Renewable Energy Programs. OCS Study BOEM 2020-044. Volume 1: 263, volume 2: 380.
- Heinänen, S., Žydelis, R., Kleinschmidt, B., Dorsch, M., Burger, C., & Morkūnas, J. et al., 2020. Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research* 160: 104989.
- Heinis, F., 2018. Offshore windenergiegebied Hollandse Kust (noord) - Effecten van aanleg op zeezoogdieren. HWE onderzoek en advies in waterbeheer en ecologie, Bussum.
- Herbert-Read, J.E., L. Kremer, R. Bruintjes, A.N. Radford & C.C. Iannou, 2019. Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20171627.
- Herman, P.M.J. & F.F. van Rees, 2022. Mapping Reef forming North Sea Species. Deltares, document ID: 11207716-000-ZKS-0002.
- Hill, R., K. Hill, R. 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.
- Hubert, J., E. Booms, R. Witbaard, & H. Slabbekoorn, 2021. Blue mussels habituate to repeated sound exposures and respond just to the on-set of fast pulse trains. In: Hubert, J., 2021.



- Sound investigation: effects of noise on marine animals across trophic levels. PhD thesis, chapter 7.
- van der Hut, R.G.M., M. Kersten, F. Hoekema & A. Brenninkmeijer 2007. Kustvogels in het Waddenen Deltagebied. Verspreidingskaarten van kustvogels voor het calamiteitensysteem CALAMARIS. A&W-rapport 907. Bureau Altenburg & Wymenga, Veenwouden.
- Hutchison, Z.L., P. Sigray, H. He, A.B. Gill, J. King & C. Gibson, 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (shark, rays, and skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables. Sterling (VA): U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM 2018-003.
- Hutterer, R., T. Ivanova, C. Meyer-Cords & L. Rodrigues, 2005. Bat migrations in Europe, a review of banding data and literature. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 28: 1-62.
- Jain, A.A., R.R. Koford, A.W. Hancock & G.G. Zenner, 2011. Bat mortality and activity at a northern Iowa wind resource area. *American Midland Naturalist* 165: 185-200.
- Jakubowska, M., B. Urban-Malinga, Z. Otremba & E. Andrulewicz, 2019. Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*. *Marine Environmental Research*, 150: 104766.
- Jansen, H.W. & C.A.F. de Jong 2014. Underwater noise measurements in the North Sea in and near the Princess Amalia Wind Farm in operation. TNO report 2013 R11916. Den Haag, the Netherlands.
- Jarvis S., Allen J., Proctor N., Crossfield A., Dawes O., Leighton A., McNeill L., Musk W., 2004. Dutch Wind Farms: NSW Lot 1 Benthic Fauna. Final Report 19 February 2004. Reference No: ZBB607.2-F-2004. Institute of Estuarine & Coastal Studies (IECS), University of Hull.
- JASCO Research Ltd (2006). Vancouver Island Transmission Reinforcement Project: Atmospheric and Underwater Acoustics Assessment. Report prepared for British Columbia Transmission Corporation. <http://www.eao.gov.bc.ca>
- Jaspers Fajfer, M. & P. van Dam, 2013. Cumulative Effects of Offshore Wind Farms in the North Sea. – Discussion Report. Project number 712030. Pondera Consult, Hengelo.
- Johnston, A., A.S.C.P. Cook, L.J. Wright, E.M. Humphreys & N.H.K. Burton, 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 51: 31-41.
- Jones, G., Cooper-Bohannon, R., Barlow, K. & K. Parsons, 2009. Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain. Scoping and Method Development Report, Defra.
- de Jong, M.F., M.J. Baptist, H.J. Lindeboom & P. Hoekstra, 2015. Relationships between macrozoobenthos and habitat characteristics in an intensively used area of the Dutch coastal zone. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 72(8): 2409-2422.
- Jongbloed, R.H., D.M.E. Slijkerman, R. Witbaard & M.S.S. Lavaleye, 2013. Ontwikkeling zeebodintegriteit op het Friese Front en de Centrale Oestergronden in relatie tot bodemberoerende visserij: Verslag expert workshop. IMARES
- Jonge Poerink, B., Lagerveld, S. & H. Verdaat, 2013. Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP. IMARES report number C026/13. The Fieldwork Company report number 20120402. IMARES Wageningen UR.
- Kamermans, P. & M. Dedert, 2012. Effect of variations in concentration of algae and silt on filtration and growth of the razor clam (*Ensis directus*, Conrad). IMARES Report C017/12. IMARES, Wageningen.
- Kapteyn, K., 1995. Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Schuyt & Co, Haarlem.
- Karlsson, R., M. Tivefålh, I. Duranović, S. Martinsson, A. Kjølhømar & K.M. Murvoll, 2022. Artificial hard-substrate colonisation in the offshore Hywind Scotland Pilot Park, *Wind Energy Science*, 7: 801–814.
- Kastelein, R.A., Jennings, N., Kommeren, A., Helder-Hoek, L. & Schop, J., 2017. Acoustic dose-behavioral response relationship in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to playbacks of pile driving sounds. *Marine Environmental Research* 130: 315-324.



- Kerbiouri, C., I. Le Viol, X. Bonnet & A. Robert, 2012. Dynamics of a northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) population at the southern limit of its range in Europe. *Population Ecology* 54: 295-304.
- Kerckhof, F., De Mesel, I., Degraer, S. 2016. Do wind farms favour introduced hard substrata species. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds.), *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Kerckhof, F., B. Rumes, & S. Degraer, 2019. About "mytilisation" and "slimeification": A decade of succession of the fouling assemblages on wind turbines off the Belgian coast. Pp. 73–84 in *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Marking a Decade of Monitoring, Research and Innovation*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.
- van der Knaap, I., H. Slabbekoorn, T. Moens, D. Van den Eynde, J. Reubens, 2022. Effects of pile driving sound on local movement of free-ranging Atlantic cod in the Belgian North Sea. *Environmental Pollution*, 37.
- van Kooten, T., F. Soudijn, I. Tulp, C. Chen, D. Benden & M. Leopold, 2018. The consequences of seabird habitat loss from offshore wind turbines. Displacement and population level effects in 5 selected species. *Wageningen Marine Research*, Wageningen.
- Kotzerka, J., S. Garthe & S.A. Hatch, 2010. GPS tracking devices reveal foraging strategies of Black-legged Kittiwakes. *Journal of Ornithology* 151: 459-467.
- Krijgsveld, K.L. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Report Bureau Waardenburg 13-268, 30p., Bureau Waardenburg, Culemborg, Netherlands.
- Krijgsveld, K.L., R. Lensink, H. Schekkerman, P. Wiersma, M.J.M. Poot, E.H.W.G. Meesters & S. Dirksen, 2005. Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003 - 2004. Report 05-041. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_flux&flight. Report nr 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report nr 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krone, R., Dederer, G., Kanstinger, P., Krämer, P., Schneider, C. and Schmalenbach, I., 2017. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment-increased production rate of *Cancer pagurus*. *Marine Environmental Research* 123: 53-61.
- Kruszynski, C., L.D. Bailey, A. Courtiol, L. Bach, P. Bach, M. Götsche, M. Götsche, R. Hill, O. Lindecke, H. Matthes, H. Pommeranz, A.G. Popa-Lisseanu, A. Seebens-Hoyer, M. Tichomirowa & C.C. Voigt, 2021. Identifying migratory pathways of Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) using stable hydrogen and strontium isotopes. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 35(6): e9031.
- Kunz, T.H., E.B. Arnett, W.P. Erickson, A.R. Hoar, G.D. Johnson, R.P. Larkin, M.D. Strickland, R.W. Thresher, & M.D. Tuttle, 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 315-324.
- van der Laar, F., 2007. Green light to birds: investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM location L15-FA-1. NAM, Assen, The Netherlands.
- van der Laar, F.J.T & W. Bosma, 1999. Vogeltrek boven de Noordzee. Stichting ter Bevordering van Natuurwetenschappelijk Onderzoek (SBNO).
- Lafrate, J.D., S.L. Watwood, E.A. Reyier, D.M. Scheidt, G.A. Dossot & S.E. Crocker, 2016. Effects of Pile Driving on the Residency and Movement of Tagged Reef Fish. *PLoS One*, 23: 11.
- Lagerveld S. 2021. <https://www.wur.nl/nl/nieuws/ruige-dwergvleermuis-steekt-in-een-nacht-de-noordzee-over.htm>



- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, & H. Verdaat 2014. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14.
- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink, P. de Vries & M. Scholl, 2015. Bat activity at offshore wind farms LUD and PAWP in 2015. IMARES Report C001/2016.
- Lagerveld, S., G. Kooistra, G. Otten, L. Meesters, J. Manshanden, D. de Haan, D. Gerla, H. Verhoef & M. Scholl, 2017. Bat flight analysis around wind turbines – a feasibility study; Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report C026/17.
- Lagerveld, S., B. Jonge Poerink & S.C. Geelhoed, 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, *Pipistrellus nathusii*, depends on seasonality and weather conditions. *Animals* 11(12): 3442.
- Lagerveld, S., S. Geelhoed, T. Wilkes, B. Noort, M.E.B. van Puijenbroek, J.T. van der Wal, H. Verdaat, M. Keur & J. Steenbergen, 2022. Spatiotemporal occurrence of bats at the southern North Sea 2017-2020. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- Lane, J., R. Jeavons, Z. Deakin, R. Sherley, C. Pollock, R. Wanless & K. Hamer, 2020. Vulnerability of northern gannets to offshore wind farms; seasonal and sex-specific collision risk and demographic consequences. *Marine Environmental Research* 162: 105196.
- Langston, R.H.W. & S. Boggio, 2013. Foraging ranges of Northern Gannets *Morus bassanus* in relation to proposed offshore wind farms in the North Sea. RSPB report to DECC. Download via http://www.rspb.org.uk/Images/Langston_Boggio_2011_tcm9-273881.pdf
- Larsen, J.K. & M. Guillemette, 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.
- Larsson, A.K., 1994. The environmental impact from an offshore plant. *Wind Engineering* 18: 213-218.
- Lascelles, B., N. Varty, K. Tanner & R. McCann, 2012. Northern Gannet. Overview of available information on <http://seabird.wikispaces.com/Northern+Gannet>.
- Leemans, J.J., in prep. Avoidance rates of northern gannet in offshore wind farms in the southern North Sea. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van Leeuwen, S., P. Tett, D. Mills & J. van der Molen, 2015. Stratified and non-stratified areas in the North Sea: Long-term variability and biological and policy implications. *Journal of Geophysical Research* 120: 4670-4686.
- Leewis, L. & Klink A., 2017. Prinses Amalia Windturbine park 2017. Statistical comparison of benthic fauna inside and outside the Prinses Amalia Wind Park; a preliminary analysis. Korte notitie in opdracht van Rijkswaterstaat. Eurofins AquaSense.
- Leewis, L., Klink, A.D., Verduin, E.C. (2018) Benthic development in and around offshore wind farm Prinses Amalia Wind Park near the Dutch coastal zone before and after construction (2003-2017) A statistical analysis (Reference RWS: 4500264484), Rijkswaterstaat.
- Lefaible, N., Braeckman, U., Moens, T., 2018 Effects of wind turbine foundations on surrounding macrobenthic communities. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management.
- Lehnert, L.S., Kramer-Schadt S., Schönborn S., Lindecke O., Niermann I. & C.C. Voigt, 2014. Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. *PLoS ONE* 9(8): e103106.
- Lengkeek, W., K. Didden, M. Dorenbosch, S. Bouma & H. W. Waardenburg, 2013. Biodiversiteit van kunstmatige substraten. Een inventarisatie van 10 scheepswrakken op het NCP. Rapport 13-226. Bureau Waardenburg, Culemborg
- Lensink, R. & J. van der Winden, 1997. Trek van niet-zeevogels langs en over de Noordzee: een verkenning. Rapport 97-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van slachtoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R., J.W. de Jong & J.C. Kleyheeg-Hartman, 2015. Luchtfoto inventarisatie van op daken broedende meeuwen in Den Haag in 2010. *Limosa* 88: 114-124.



- Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2006. Benthic communities at Horns Rev before, during and after Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm Vattenfall. Report number: Final Report/Annual Report 2005: 134.
- Leopold, M.F., 2017. Seabirds? What seabirds? An exploratory study into the origin of seabirds visiting the SE North Sea and their survival bottlenecks. Den Helder, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C046/17.
- Leopold, M., 2018. Common Guillemots and offshore wind farms: an ecological discussion of statistical analyses conducted by Alain F. Zuur. WOZEP Birds-1. Report C093/18. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Leopold, M.F. & C.J. Camphuysen, 2007. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Rapport Wageningen. IMARES Nr. C062/07 - NoordzeeWind Rapport OWEZ_R_221_Tc_20070525 aan Nuon Energy Sourcing.
- Leopold, M.F. & H.J.P. Verdaat, 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. (WOZEP Birds-2). Wageningen Marine Research, Den Helder.
- Leopold M.F., C.J. Camphuysen, C.J.F. ter Braak, E.M. Dijkman, K. Kersting & S.M.J. van Lieshout, 2004. Baseline studies North Sea Wind Farms: Lot 5 Marine Birds in and around the future sites Nearshore Windfarm (NSW) an Q7. Alterra-rapport 1048. Alterra, Texel.
- Leopold, M.F., E.M. Dijkman, T. Teal & the OWEZ-team, 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). IMARES Report nr. C187/11, NoordzeeWind report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds. IMARES, IJmuiden.
- Leopold, M.F., R.S.A. van Bemmelen, S.C.V. Geelhoed, H. Verdaat & E.L. Bravo Rebolledo, 2013a. Futen in de Hollandse Noordzeekustzone in december 2012 en januari 2013. IMARES, Wageningen.
- Leopold, M.F., R. van Bemmelen & A. Zuur, 2013b. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. IMARES Report nr. C151/12. IMARES, IJmuiden.
- Leopold M.F., E.M. Dijkman, E. Winter, R. Lensink & M.M. Scholl, 2013c. "Windenergie binnen 12 mijl" in relatie tot ecologie. Rapport C034b/13. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl, 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.
- Lewis, S., T.N. Sherratt, K.C.Hamer & S. Wanless, 2001. Evidence of intraspecific competition for food in a pelagic seabird. *Nature* 412: 816-819.
- Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers 1997. Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 260 blz.
- Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.
- Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Rapport 2016.031. Zoogdierverseniging, Nijmegen/ Wageningen Marine Research.
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N, Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6: 035101.



- Lock K., Faasse M. & Vanagt T.J., 2014. Assessment of the soft sediment fauna six years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2013002.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S. & Bull, A.S., 2015. Identical response of caged rock crabs (Genera *Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences* 114: 33-42.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S., McCrea, M. and Bull, A.S., 2017. Assessing potential impacts of energized submarine power cables on crab harvests. *Continental Shelf Research* 151: 23-29.
- LWVT/SOVON, 2002. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.
- Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfish, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Marine Scotland, 2018. Stochastic Band CRM – GUI User manual. Available at <https://www2.gov.scot/Topics/marine/marineenergy/mre/current/StochasticCRM>
- Marquenie, J., F. van der Laar & H. Poot, 2009. Groen Licht voor Vogels. *De Levende Natuur* 110(6): 290-291.
- Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R. & Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 746–753.
- Masden, E.A., D.T. Haydon, A.D. Fox & R.W. Furness, 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1085-1091.
- Masden, E.A., Reeve, R., Desholm, M., Fox, A. D., Furness, R.W. & Haydon, D.T. 2012. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. *Journal of The Royal Society Interface* 9: 2120-2130.
- Masden, E.A. & A. Cook, 2016. Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 43-49.
- Mavraki, N., S. Degraer & J. Vanaverbeke, 2021. Offshore wind farms and the attraction-production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses. *Hydrobiologia*, 848: 7.
- May, R, O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42: 170-181.
- Maynard, L.D., 2018. Internal and external factors influencing foraging ecology of North Atlantic large Laridae. MSc Thesis. University of Manitoba.
- McGuire, L.P, C. G. Guglielmo, S. A. Mackenzie & P.D. Taylor, 2012. Migratory stopover in the long-distance migrant silver-haired bat, *Lasionycteris noctivagans*. *Journal of Animal Ecology* 81(2): 377–385.
- Meager, J.J., T. Solbakken, A.C. Utne-Palm, T. Oen, 2005. Effects of turbidity on the reactive distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1978-1984
- Mendel, B., J. Kotzerka, J. Sommerfeld, H. Schwemmer, N. Sonntag & S. Garthe, 2014. Effects of the alpha ventus offshore test site on distribution patterns, behaviour and flight heights of seabirds. In: BSH & BMU 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha ventus. Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum.
- Mendel, B., P. Schwemmer, V. Peschko, S. Müller, H. Schwemmer, M. Mercker & S. Garthe, 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia* spp.). *Journal of Environmental Management* 231: 429-438.
- Milner-Gulland E.J. & H.R. Akçakaya, 2001. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. *Trends in Ecology & Evolution* 16(12): 686-692.



- Ministerie van Economische Zaken en Infrastructuur en Milieu. 2015. Vastgestelde notitie reikwijdte en detailniveau. Milieueffectrapport kavelbesluiten Borssele. Download via www.rvo.nl.
- Mitamura, H., H. Nishizawa, Y. Mitsunaga & K. Tanaka, 2021. Attraction of an artificial reef: a migratory demersal flounder remains in shallow water under high temperature conditions in summer. *Environmental Biology of Fishes*, 2021.
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & T.E. Dunn, 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T. & A.D. Poyser, London.
- van Moorsel, G.W.N.M., 2003. Ecologie van de Klaverbank, Biota Survey 2002. Ecosub, Doorn,
- Nagy S., Petkov N., Rees E., Solokha A., Hilton G., Beekman J. & B. Nolet, 2012. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northwest European Population of Bewick's Swan (*Cygnus columbianus bewickii*). AEWA Technical Series No. 44. Bonn, Germany.
- Nature today, 2017. Meer steuren gemeld. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=23338>
- Nedelec, S.L., Campbell, J., Radford, A.N., Simpson, S.D. and Merchant, N.D., 2016. Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 836-842.
- Nelson, J.B. 1978. The gannet. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, Herts.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortenteksten dwergmeeuw, dwergstern, grote jager en zilvermeeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- Netwerk Ecologisch Monitoring (Sovon, CBS, provincies), 2022. Broedvogeltrends in aangewezen gebieden: <https://stats.sovon.nl/stats/soort/5910>. Bezocht op 25-04-2022.
- Niel, C. & J.-D. Lebreton, 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19: 826-835.
- Niermann, I., R. Brinkmann, F. Korner-Nievergelt & O. Behr, 2011. Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann *et al.* 2011.
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018. "Phenological changes in a migratory swan coping with climate change." 6th International Swan Symposium. Abstracts 52.
- Nuijten, R.J.M., K.A. Wood, T. Haitjema, E.C. Rees & B.A. Nolet, 2018b. "Migratory swans adapting to climate change: short-stopping or short-staying?" 6th International Swan Symposium. Abstract 69.
- O'Brien, S.H., A.S.C.P. Cook & R.A. Robinson, 2017. Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. *Journal of environmental management* 201: 163-171.
- Öhman, M.C., Sigraý, P. & Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *AMBIO* 36: 630-634.
- OSPAR Commission, 2008a. Case Reports for the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. *OSPAR Commission, London*.
- OSPAR Commission, 2008b. Background Document on potential problems associated with power cables other than those for oil and gas activities. *Biodiversity Series* 370: 50.
- OSPAR Commission, 2013. Background Document for *Sabellaria spinulosa* reefs. Publication number 614/2013, pp.1-24.
- Pearce, B., Fariñas-Franco, J.M., Wilson, C., Pitts, J., deBurgh, A., & P.J. Somerfield, 2014. Repeated mapping of reefs constructed by *Sabellaria spinulosa* Leuckart 1849 at an offshore wind farm site. *Continental Shelf Research*, 83, 3-13.
- Pennycuik, C.J., 1990. Predicting wingbeat frequency and wavelength of birds. *Journal of Experimental Biology* 150: 171-185.
- Pennycuik, C.J., S. Åkesson & A. Hedenström, 2013. Air speeds of migrating birds observed by ornithodolite and compared with predictions from flight theory. *Journal of the Royal Society Interface* 10(86): 20130419.



- Peschko, V., Mendel, B., Müller, S., Markones, N., Mercker, M., & Garthe, S. 2020a. Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research*, 162, 105157.
- Peschko, V., Mercker, M., & Garthe, S. 2020b. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167: 118
- Peschko, V., Mendel, B., Mercker, M., Dierschke, J. & Garthe, S. 2021. Northern gannets (*Morus bassanus*) are strongly affected by operating offshore wind farms during the breeding season. *Journal of Environmental Management* 279: 111509.
- Petersen I.K. & Fox A.D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular reference on Common Scoter. NERI Report. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.
- Petersen, I.K., T.K. Christensen, J. Kahlert, M. Desholm & A.D. Fox, 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Rønde, Denmark.
- Petersen, A., J.-K. Jensen, P. Jenkins, D. Bloch & F. Ingimarsson, 2014a. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. *Acta Chiropterologica* 16(1): 169-195.
- Petersen, I.K., R.D. Nielsen, M.L. Mackenzie, 2014b. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.
- Petersons G., 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). *Myotis* 41/42: 29-56.
- Pettersson, J., 2005. The impact of offshore wind farms on bird life in Southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999 – 2003. Swedish Energy Agency, Lund University.
- Platteeuw M., 1991. Zeevogels langs de Nederlandse kust: wanneer, welke soorten en onder wat voor omstandigheden. *Sula* 5(1): 2-15.
- Platteeuw M., N.F. van der Ham & J.E. den Ouden, 1994. Zeetrekkingen in Nederland in de jaren tachtig. *Sula* 8(1/2, special issue): 1-203.
- Plonczkier P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology* 49: 1187-1194.
- Ponchon, A., C. Aulert, G. Le Guillou, F. Gallien, C. Péron & D. Grémillet, 2017. Spatial overlaps of foraging and resting areas of black-legged kittiwakes breeding in the English Channel with existing marine protected areas. *Marine Biology* 164(5): 119.
- Poot, H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie, 2008. Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13(2): 47.
- Poot M.J.M., 2013. Eerste gedachten over de haalbaarheid van nieuwe nearshore windparken in Nederland in relatie tot mogelijke effecten op vogels. Notitie 13.01476 in opdracht van Pondera Consult. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot M.J.M., R.C. Fijn R.J. Jonkvorst C. Heunks M.P. Collier, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2011a. Aerial surveys of seabirds and marine mammals in the Dutch North Sea May 2010 – April 2011. Distribution in relation to future offshore wind farms. Report 10-235. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot M.J.M., P.W. van Horssen, M.P. Collier, R. Lensink & S. Dirksen, 2011b. Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. A modelling approach to estimate effects on population levels in seabirds. Report 11-026. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M.J.M., Fijn, R.C. & H. Schoten, 2012. Aerial survey of Great Crested Grebes along the coast of Holland in February 2011 – how well can the thousands of Great Crested Grebes at sea be counted from the air? *Sula* 26: 49-70.
- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013a. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten Distance sampling en Distance analysis vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan 'Wind op Zee' mei 2010 – april 2011. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.



- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, C. Heunks, T.J. Boudewijn, J. de Jong, P.W. van Horssen, M. Japink, B. van den Boogaard, J. Bergsma, W. Lengkeek, S. Bouma, E.W.M. Stienen, W. Courtens, N. Vanermen, H. Verstraete, M.F. Leopold, P. Pruisscher, K. Buijtelaar, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly, S. van Rijn, J. Philipson, K. Hijne & M.R. van Eerden, 2013b. Hoofdstuk 4 Perceel Vogels. In: Kolff, G. van der & T. Prins. Jaarrapport 2012 PMR monitoring Natuurcompensatie Voordelta. Deel B. Deltares rapport 1200672-011.
- Popper, A.N., M.E. Smith, P.A. Cott, B.W. Hanna, A.O. MacGillivray, M.E. Austin & D.A. Mann, 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *The Journal of the Acoustical Society of America* 117(6): 3958-3971.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., & W.A. Tavalga, 2014. ASA S3 s-1C1. 4 TR-2014 sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s-1C1 and registered with ANSI. New York, NY: Springer.
- Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2018. The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America* 143: 470-488.
- Popper, A.N. & A.D. Hawkins, 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology* 94: 692-713.
- Popper, A.N., & A.D. Hawkins, (eds) 2014. *The effects of noise on aquatic life II*. Springer Science+Business Media, LLC, New York.
- Potiek, A., M.P. Collier, H.Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species. Bureau Waardenburg. Culemborg.
- Potiek, A., G.J. IJntema, T. van Kooten, M.F. Leopold, M.P. Collier, 2022a. Acceptable Levels of Impact from offshore wind farms on the Dutch Continental Shelf for 21 bird species. A novel approach for defining acceptable levels of additional mortality from turbine collisions and avoidance-induced habitat loss. Version 2: Update based on external reviews. Bureau Waardenburg Report 21-0120. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Potiek, A., J.J. Leemans, R.P. Middelveld & A. Gyimesi, 2022b. Cumulative impact assessment of collisions with existing and planned offshore wind turbines in the southern North Sea. Analysis of additional mortality using collision rate modelling and impact assessment based on population modelling for the KEC 4.0, Rapport 21-205. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Prinsen, H.A.M., J.C. Hartman, D. Beuker & L.S.A. Anema, 2013. Vliegbewegingen van meeuwen en sterns bij twee windparken op de Eerste Maasvlakte. Veldonderzoek naar flux, vlieghoogtes en aanvaringsslachtoffers, Rapport 13-023. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rebke, M., V. Dierschke, C.N. Weiner, R. Aumüller, K. Hill & R. Hill, 2019. Attraction of nocturnally migrating birds to artificial light: The influence of colour, intensity and blinking mode under different cloud cover conditions. *Biological Conservation* 233: 220-227.
- Reid, J.B. & C.J. Camphuysen, 1998. The European Seabirds at Sea database. *Biol. Cons. Fauna* 102: 291.
- van der Reijden, K.J., Hintzen, N.T., Govers, L.L., Rijnsdorp, A.D. & H. Olf, 2018. North Sea demersal fisheries prefer specific benthic habitats. *PloS One* 13: e0208338.
- van der Reijden, K.J., L. Koop, S. O'Flynn, S. Garcia, O. Bos, C. van Sluis, D.J. Maaholm, P.M.J. Herman, D.G. Simons, H. Olf, T. Ysebaert, M. Snellen, L.L. Govers, A.D. Rijnsdorp & R. Aguilar, 2019. Discovery of *Sabellaria spinulosa* reefs in an intensively fished area of the Dutch Continental Shelf, North Sea. *Journal of Sea Research* 114: 85-94.
- Reiss, H., S.P.R. Greenstreet, K. Sieben, S. Ehrich, G.J. Piet, F. Quirijns, L. Robinson, W.J. Wolff, I. Kröncke, 2009. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series* 394: 201-213.
- Reubens, J., 2011. Windmolens in de Noordzee: een kraamkamer voor de schaarse kabeljauw. *Energienieuws* 27 juli 2012.
- Reubens, J.T., Degraer, S. and Vincx, M., 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia* 727: 121-136.



- Richard, Y. & E.R. Abraham, 2013. Application of Potential Biological Removal methods to seabird populations. New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 108. Ministry for Primary Industries.
- Richardson, W.J., 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos* 30: 224-272.
- Rijksdienst voor ondernemend Nederland Team Uitvoering Visserij, 2017. Informatiebulletin December 2017 DoMuS nummer 17181409
- Rijkswaterstaat, 2015. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B – Bijlage Imares onderzoek Cumulatieve effecten op vogels en vleermuizen. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2016. Kader Ecologie en Cumulatie t.b.v. uitrol windenergie op zee Deelrapport B - Beschrijving en beoordeling van cumulatieve effecten bij uitvoering van de Routekaart Windenergie op zee. Update 2016. Ministerie van Economische Zaken en ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.
- Rijkswaterstaat, 2019. Kader Ecologie en Cumulatie 3.0 t.b.v. uitrol van windenergie op zee 2030. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Roach, M., Cohen, M., Forster, R., 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: 1416-1426.
- Roberts, L., Cheesman, S., Breithaupt, T. & Elliott, M., 2015. Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series* 538: 185-195.
- Roberts, L., Harding, H.R., Voellmy, I., Bruintjes, R., Simpson, S.D., Radford, A.N., Breithaupt, T. & Elliott, M., 2016, July. Exposure of benthic invertebrates to sediment vibration: from laboratory experiments to outdoor simulated pile-driving. In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL* (Vol. 27, No. 1, p. 010029). ASA.
- Roberts, L. and M. Elliott, 2017. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. *Science of the Total Environment* 595: 255-268.
- Robertson, G.S., M. Bolton, W.J. Grecian & P. Monaghan, 2014. Inter-and intra-year variation in foraging areas of breeding kittiwakes (*Rissa tridactyla*). *Marine Biology* 161: 1973-1986.
- Robinson, R.A., 2005. BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland – Sandwich Tern. BTO Research Report 407. BTO, Thetford (<http://www.bto.org/birdfacts>, accessed on 12/11/2014).
- Rodgers, J. A. and S. T. Schwikert, 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16: 216-224.
- Ross-Smith, V.H., C.B. Thaxter, E.A. Masden, J. Shamoun-Baranes, N.H.K. Burton, L.J. Wright, M.M. Rehfish & A. Johnston, 2016. Modelling flight heights of Lesser Black-backed Gulls and Great Skuas from GPS: a Bayesian approach. *Journal of Applied Ecology* 53: 1676-1685.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.
- Rydell, J., L. Bach, M.-J. Bubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues, & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *European Journal of Wildlife Research* 56: 823-827.
- Rydell, J., L. Bach, P. Bach, L. Guia Diaz, J. Furmankiewicz, N. Hagner-Wahlsten, E.-M. Kyheröinen, T. Lilley, M. Masing, M. Max Meyer, G. Pētersons, J. Šuba, V. Vasko, V. Vintulis, & A. Hedenström, 2014. Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South- Eastern North Sea. *Acta Chiropterologica* 16: 139-147.
- Scharringa, C.J.G., W. Ruitenbeek & P.J. Zomerdijs, 2010. Atlas van de Noord-Hollandse broedvogels 2005-2009. Samenwerkende Vogelwerkgroepen Noord-Holland (SVN) / Landschap Noord-Holland.
- Schwemmer, P., 2019. Flight heights and spatio-temporal patterns of Curlew migration across North Sea and Baltic Sea. Birdmove Conference: Tracking bird migration over the seas: Fundamental patterns and their applications for offshore wind farms. Berlin.



- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S., 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21: 1851-1860.
- Schwemmer, P., L. Enners & S. Garthe, 2016. Migration routes of Eurasian Curlews (*Numenius arquata*) resting in the eastern Wadden Sea based on GPS telemetry. *Journal of Ornithology* 157: 901-905.
- Scott, K., Harsanyi, P. & A.R. Lyndon, 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDs) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine Pollution Bulletin* 131: 580-588.
- Searle, K., D. Mobbs, A. Butler, M. Bogdanova, S. Freeman, S. Wanless & F. Daunt, 2014. Population consequences of displacement from proposed offshore wind energy developments for seabirds breeding at Scottish SPAs (CR/2012/03). *Marine Scotland Science*.
- Seiche, K. 2008. Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Sguotti, C., C.P. Lynam, B. García-Carreras, J.R. Ellis & G.H. Engelhard, 2016. Distribution of skates and sharks in the North Sea: 112 years of change. *Global Change Biology* 22: 2729-2743.
- Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H. and Davie, A., 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural Engineering*: 67 67-76.
- Skov, H., S. Heinänen, L., M. Lazcny & M. Chudzinska, 2017. Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen Ecological monitoring of seabirds T2 report. ENECO.
- Skov, H., S. Heinänen, T. Norman, R.M. Ward, S. Mendez-Roldan & I. Ellis, 2018. ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report–April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom.
- Slavik, K., Lemmen C., Zhang W., Kerimoglu O., Klingbeil K. & Wirtz K.W. 2017. The large scale impact of offshore windfarm structures on pelagic primary production in the southern North Sea. *Hydrobiologia* 845: 35-53.
- Sluiter J.W. & P.F. van Heerdt, 1966. Seasonal habits of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). *Archives Néerlandaises de Zoologie* 16: 423-439.
- Smaal, A, P. Kamermans, F. Kleissen, L. van Duren & T. van der Have, 2017. Platte oesters in offshore windparken (POP). Wageningen Marine Research rapport, no. C035/17, Wageningen Marine Research, Den Helder.
- SNH 2010. Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model.
- Snoek, R., R de Swart, K. Didderen, W. Lengkeek & M. Teunis, 2016. Potential effects of electromagnetic fields in the Dutch North Sea, Phase 1: Desk study.
- Snow, D.W. & C.M. Perrins (eds), 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volume 1 Non-Passerines. Great Crested Grebe *Podiceps cristatus**. Oxford University Press, New York.
- Soudijn, F. H., T. van Kooten, H. Slabbekoorn & A.M. de Roos, 2020. Population-level effects of acoustic disturbance in Atlantic cod: a size-structured analysis based on energy budgets. *Proceedings. Biological sciences*, 287: 1929.
- Soudijn, F.H., V. Hin, J.T. van der Wal & S. van Donk, 2022. Cumulative population-level effects of habitat loss on seabirds 'Kader Ecologie en Cumulatie 4.0'. Report C070/21. Wageningen Marine Research, Wageningen.
- Spiga, I., Caldwell, G.S. & Bruintjes, R., 2016, July. Influence of Pile Driving on the Clearance Rate of the Blue Mussel, *Mytilus edulis* (L.). In: *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL* (Vol. 27, No. 1, p. 040005). ASA.
- Spiga, I., Aldred, N. and Caldwell, G.S., 2017. Anthropogenic noise compromises the anti-predator behaviour of the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (L.). *Marine Pollution Bulletin* 122: 297-305.
- Stöber, U. & F. Thomsen, 2021. How could operational underwater sound from future offshore wind turbines impact marine life? *The Journal of the Acoustical Society of America* 149: 3.
- Stone, E.L., S. Harris & G. Jones 2015. Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. *Mammalian Biology* 80: 213-219.



- Strucker, R.C.W., F.A. Arts & M.S.J. Hoekstein, 2015. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2014. RWS Centrale Informatievoorziening BM 15.07. RWS Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Vlissingen.
- Sugimoto, H. & H. Matsuda, 2011. Collision risk of White-fronted Geese with wind turbines. *Ornithological Science* 10: 61-71.
- Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N. & A. Carlier, 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 96: 380-391.
- Taormina, B., C. Di Poi, A. Agnalt, A. Carlier, N. Desroy, R. Escobar-Lux, J. D'eu, F. Freytet & C. Durif, 2020. Impact of magnetic fields generated by AC/DC submarine power cables on the behavior of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). *Aquatic Toxicology* 220: 105401.
- Tasker, M.L., P.H. Jones, T.J. Dixon & B.F. Blake, 1984 Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101: 567-577.
- Thal, J., S. Feldmann & J.P. Brock, 2019. Geological Desk Study for the IJmuiden Ver Wind Farm Zone. Arcadis Nederland B.V. and Geo-Engineering.org GmbH, 180017. Netherlands Enterprise Agency.
- Thaxter, C.B., B. Lascelles, K. Sugar, A.S.C.P. Cook, S. Roos, M. Bolton, R.H.W. Langston & N.H.K. Burton, 2012a. Seabird Foraging Ranges as a Preliminary Tool for Identifying Candidate Marine Protected Areas. *Biological Conservation* 156: 53-61.
- Thaxter, C.B., Ross-Smith, V.H., Clark, N.A., Conway, G.J., Wade, H., Masden, E.A., 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 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.
- Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd 62.
- Troost, T., 2008. Estimating the frequency of bird collisions with wind turbines at sea. Guidelines for using the spreadsheet 'Bird collisions Deltares v.1-0.xls'. Deltares, 2008.
- Troost, K., Perdon, K., Van Zwol, J., Jol, J. & Van Asch M., 2017. Schelpdierenbestanden in de Nederlandse kustzone in 2017. CVO rapport: 17.014.
- Tulp, I., H. Schekkerman, J.K. Larsen, J. van der Winden, R.J.W. van de Haterd, P.W. van Horsen, S. Dirksen & A.L. Spaans, 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the wind park Tunø Knob in the Kattegat. Rapport 99.64. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Vanagt T., Van de Moortel L., Heusinkveld J., Faasse M., Pérez-Domínguez R. & Lock K., 2013. Assessment of the soft sediment fauna five years after construction of the Princess Amalia wind farm. eCOAST report 2012011-2.
- Vanagt T. & Faasse M., 2014. Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.
- Vanaverbeke, J., U. Braeckman, E. de Borger, N. Mavraki, E. Toussaint & H. Voet, 2018. Interactions between biological and physical effects modify local biogeographic cycling processes in offshore wind farms. Poster EMBS Ostende 2018
- Vandendriessche, S., Derweduwen, J. and Hostens, K., 2015. Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia* 756: 19-35.



- Vandendriessche, S., A.M. Ribeiro da Costa & K. Hostens, 2016. Wind farms and their influence on the occurrence of ichthyoplankton and squid larvae. Operationele Directie Natuurlijk Milieu.
- Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete, 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport INBO.R.2013.755887. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vanermen N., T. Onkelinx, W. Courtens, M. Van de Walle, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2014. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 51-61.
- Vanermen, N., T. Onkelinx, W. Courtens, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 1-11.
- Vanermen, N., R.C. Fijn, E.B. Rebolledo, R.J. Buijs, W. Courtens, S. Duijns, S. Lilipaly, H. Verstraete & E.W.M. Stienen, 2022. Tracking lesser black-backed and herring gulls in the Dutch Delta. Distribution, behaviour, breeding success and diet in relation to (future) offshore wind farms, Rapport 21-318. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Verduin, E.C., R. Olie, M.A. Faasse & J.J. van Deelen, 2020b. Macrozoöbenthosonderzoek met de bodemschaaf op de Noordzee. Rapportage 2019. Versie 03. Eurofins Aquasense. Amsterdam.
- Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153: 80-86.
- Voigt, C. C., Rehnig, K., Lindecke, O., & Pētersons, G. (2018). Migratory bats are attracted by red light but not by warm-white light: Implications for the protection of nocturnal migrants. *Ecology & Evolution* 8: 9353-9361.
- Voslamber, B., 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. Flevovericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Votier, S.C., S. Bearhop, M.J. Witt, R. Inger, D. Thompson & J. Newton, 2010. Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. *Journal of Applied Ecology* 47: 487-497.
- VROM, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. 2005. Nota Ruimte: Ruimte voor ontwikkeling. Den Haag.
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14: 1-37.
- Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O.O. Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless & J.G. Hiddink, 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *Journal of Applied Ecology* 57(2): 253-269.
- Wakefield, E.D., Bodey, T.W., Bearhop, S., Blackburn, J., Colhoun, K., Davies, R., Dwyer, R.G., Green, J.A., Gremillet, D., Jackson, A.L., Jessopp, M.J., Kane, A., Langston, R.H.W., Lescroel, A., Murray, S., Le Nuz, M., Patrick, S.C., Peron, C., Soanes, L.M., Wanless, S., Votier, S.C. & Hamer, K.C. 2013. Space partitioning without territoriality in gannets. *Science* 341: 68-70.
- Wakeling, J.M. & J. Hodgson, 1992. Optimisation of the flight speed of the little, common and Sandwich tern. *Journal of Experimental Biology* 169: 261-266.
- van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when



- assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.
- van der Wal, J.T., M.E.B. van Puijenbroek & M.F. Leopold, 2018. Cumulatieve effecten van offshore windparken: habitatverlies zeevogels: update voor vijf zeevogelsoorten tot 2030. No. C059/18. Wageningen Marine Research.
- Walker, P.A. en Kingma, I. 2020. Brochure haaien en roggen in Nederlandse wateren. NEV Rapport 2020-01, 28 blz.
- Walls, R., S. Canning, G. Lye, L. Givens, C. Garrett & J. Lancaster 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland. (Operational Year 1). E.ON Climate & Renewables & Natural Power publication 1022038.
- Wanless, S., 1981. The Gannets of Boeray. Pp. 26-28 in: Duncan, N., Bullock, D. & Taylor, K. (Eds) The Boeray 1980 expedition - a report on the ecology and natural history of St Kilda. Unpublished University of Durham Expedition Report.
- Wanless, S., 1984. The growth and food of young Gannets *Sula bassana* on Ailsa Craig. Seabird 7: 62-70.
- Welcker, J. & G. Nehls, 2016. Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. Marine Ecology Progress Series 554: 173-182.
- Westerberg, H. & I. Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology 15: 369-375.
- Westerberg, H., I. Lagenfelt, & H. Svedang. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. ICES Journal of Marine Science 64: 1457-1462.
- Wilber, D.H., D.A. Carey & M. Griffin, 2018. Flatfish habitat use near North America's first offshore wind farm. Journal of Sea Research 139: 24-32.
- Wilber, D.H., L. Brown, M. Griffin, G.R. DeCelles & D.A. Carey, 2022. Offshore wind farm effects on flounder and gadid dietary habits and condition on the northeastern US coast. Marine Ecology Progress Series 683: 123-138.
- Wilbers, R., 2018. Heiplan - Borssele Alpha, net op zee Borssele. Referentie BSA-TTB-00650. TenneT, Arnhem.
- Williamson, B., S. Fraser, L. Williamson, V. Nikora & B. Scott, 2019. Predictable changes in fish school characteristics due to a tidal turbine support structure. Renewable Energy 141: 1092-1102.
- Winter, H.V., G. Aarts & O.A. van Keeken 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916. Imares Wageningen UR.
- Witbaard, R. & P. Kamermans, 2009. De bruikbaarheid van de klepstandmonitor op *Ensis directus* ten behoeve van de monitoring van aan zandwinning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10. NIOZ, Texel.
- Witbaard, R., M.S.S. Lavaleye, G.C.A. Duineveld & M.J.N. Bergman, 2013. Atlas of the megabenthos (incl. small fish) on the Dutch Continental Shelf of the North Sea. NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research, Report 2013-4.
- Woodward, I., C.B. Thaxter, E. Owen & A.S.C.P. Cook, 2019. Desk-based revision of seabird foraging ranges used for HRA screening. The British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk.
- Wright, L.J., V.H. Ross-Smith, G.E. Austin, D. Massimino, D. Dadam, A.S.C.P. Cook, N.A. Calbrade & N.H.K. Burton, 2012. Assessing the risk of offshore wind farm development to migratory birds designated as features of UK Special Protection Areas (and other Annex 1 species). BTO Research Report No. 592, Strategic Ornithological Support Services - Project SOSS-05, Thetford, UK.
- Wright, S.R., Lynam, C.P., Righton, D.A., Metcalfe, J., Hunter, E., Riley, A., Garcia, L., Posen, P. & Hyder, K., 2018. Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*.
- Zabar, Z., Birenbaum, L., Cheo, B.R., Joshi, P.N. & Spagnolo, A., 1992. A detector to identify a de-energized feeder among a group of live ones. IEEE transactions on power delivery, 7(4), pp.1820-1824.



Zijl, F., S.C. Laan, A. Emmanouil, T. van Kessel, V.T.M. van Zelst, L.M. Vilmin & L.A. van Duren, 2021.
Potential ecosystem effects of large upscaling of offshore wind in the North Sea. Bottom-up approach. Deltares.



Bijlage I: Wettelijk Kader Natuurwetgeving

Inleiding

In deze bijlage worden de wettelijke kaders voor ecologische beoordelingen van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen beschreven. In de wet 'Wind op Zee' (2014) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten SER-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot natuur geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit, zoals de Wet natuurbescherming. Hierin liggen ook de vergunningen en ontheffingen verankerd. Waar in onderstaande tekst dus over vergunningen of ontheffingen wordt gesproken, moet dit worden gezien in het licht van het kavelbesluit.

In de natuurwetgeving wordt een onderscheid gemaakt tussen soortenbescherming en gebiedsbescherming, die vanaf 1 januari 2017 onder de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) zijn gebracht. Gebiedsbescherming is in deze wet beschreven onder § 1.2.1 'Natura 2000-gebieden' en de bescherming van soorten onder § 1.2.2 'Soorten'. Met deze wet geeft Nederland momenteel invulling aan de Europese Vogel- en Habitatrichtlijnen. De regels voor de Ecologische Hoofdstructuur zijn opgenomen in het Barro (§ 1.3). Ook wordt kort ingegaan op de betekenis van Rode lijsten (§ 1.4). De Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet is beschreven in § 1.5.

Wet natuurbescherming (Wnb)

Art 1.10 De Wet natuurbescherming is gericht op:

- het beschermen en ontwikkelen van de natuur, mede vanwege de intrinsieke waarde, en het behouden en herstellen van de biologische diversiteit;
- het doelmatig beheren, gebruiken en ontwikkelen van de natuur ter vervulling van maatschappelijke functies, en
- het verzekeren van een samenhangend beleid gericht op het behoud en beheer van waardevolle landschappen, vanwege hun bijdrage aan de biologische diversiteit en hun cultuurhistorische betekenis, mede ter vervulling van maatschappelijke functies.

Art 1.11 Een ieder neemt voldoende zorg in acht voor Natura 2000-gebieden, bijzondere nationale natuurgebieden en voor in het wild levende dieren en planten en hun directe leefomgeving. Deze zorgplicht houdt in elk geval in dat handelingen waarvan redelijkerwijs verwacht mag worden dat ze nadelige gevolgen kunnen hebben voor een Natura 2000-gebied, een bijzonder nationaal natuurgebied of voor in het wild levende dieren en planten achterwege blijven, dan wel noodzakelijke maatregelen treft om negatieve gevolgen te voorkomen, of voor zover die gevolgen niet kunnen worden voorkomen ze beperkt of ongedaan maakt.

Art 1.12 Gedeputeerde staten van de provincies dragen zorg voor:

- het nemen van de nodige maatregelen voor de bescherming, de instandhouding of het herstel van biotopen en leefgebieden in voldoende gevarieerdheid voor alle van nature in



het wild levende vogelsoorten, planten en dieren en hun habitats van bijlagen II, IV en V bij de Habitatrichtlijn;

- habitattypen van bijlage I van deze richtlijn;
- het behoud of het herstel van een gunstige staat van instandhouding van de met uitroeiing bedreigde of speciaal gevaar lopende van nature in het wild voorkomende dier- en plantensoorten;
- de totstandkoming en instandhouding van een samenhangend landelijk ecologisch netwerk, genaamd Natuurnetwerk Nederland.

Gedeputeerde staten kunnen gebieden buiten het Natuurnetwerk Nederland aanwijzen die van provinciaal belang zijn vanwege hun natuurwaarden of landschappelijke waarden, met inachtneming van hun cultuurhistorische kenmerken. Deze gebieden worden aangeduid als 'bijzondere provinciale natuurgebieden' en 'bijzondere provinciale landschappen'.

Natura 2000-gebieden

De Wnb heeft tot doel het beschermen en in stand houden van Natura 2000-gebieden.

Relevante wettelijke bepalingen

De beoordeling van projecten en andere handelingen wordt geregeld in artikel 2.7 tot en met artikel 2.9. Aanwijzingsbesluiten geven de instandhoudingsdoelstellingen ten aanzien van de leefgebieden voor vogels van de Vogelrichtlijn, de natuurlijke habitats en de habitats van soorten van de Habitatrichtlijn. De instandhoudingsmaatregelen zijn voor elk gebied beschreven in het beheerplan. Tevens beschrijft het beheerplan welke handelingen en ontwikkelingen in het gebied en daarbuiten het bereiken van de instandhoudingsdoelstelling niet in gevaar brengen. Voor het uitvoeren van plannen of projecten kan GS de verplichting opleggen tot preventieve of herstelmaatregelen. Dit is niet van toepassing indien voor het plan of project een (omgevings)vergunning is verleend.

Beoordeling van plannen en projecten

Art. 2.7 Voor een plan dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van een Natura 2000-gebied, en dat afzonderlijk of in combinatie (in cumulatie) met andere plannen of projecten significante gevolgen kan hebben voor een Natura 2000-gebied, is een **passende beoordeling** noodzakelijk.

Er is een **vergunning** nodig van GS voor projecten of andere handelingen die de kwaliteit van de natuurlijke habitats of de habitats van soorten in dat gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor dat gebied is aangewezen. De bevoegdheid ten aanzien van de vergunningverlening ligt bij GS van de provincie waarin het project wordt uitgevoerd.

Er geldt een **uitzonderingen op de vergunningprocedure** op grond van de Wet natuurbescherming: als 1) via een andere wettelijke bepaling een passende beoordeling verplicht is (bijvoorbeeld op grond van de Tracéwet of de Spoedwet wegverbreding) voor de besluitvorming. 2) als de vergunningverlening via de Wabo loopt, dus via een omgevingsvergunning



Art. 2.8 Géén vergunning is nodig:

- Als het project of de handeling is opgenomen in een Natura 2000-beheerplan of in een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS). Voorwaarde is dat 1) dat het bestuursorgaan dat het plan of programma heeft vastgesteld heeft, tevens bevoegd gezag is voor vergunningverlening of dat dit bestuursorgaan heeft ingestemd heeft met het plan of programma.
- Als het project of de handeling al bestond of bekend was op de referentiedatum 31 maart 2010 of later als het gebied later is aangewezen (ook wel bekend als bestaand gebruik).
- Bij door PS bij verordening aangewezen categorieën van gevallen.
- Als het project of andere handeling deel uitmaakt van een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS), mits opgenomen in een algemene maatregel van bestuur en mits voldaan wordt aan een aantal voorwaarden.

Toelichting op begrippen

Habitattoets

De habitattoets is de verzamelnaam van toetsingen van effecten van plannen en projecten op de realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. In beginsel worden de effecten van plannen en projecten op Natura 2000-gebied 'passende beoordeeld'. Als er kans is op significant negatieve effecten en mitigerende maatregelen bij de beoordeling zijn betrokken wordt gesproken over een '**passende beoordeling**'. Om procedurele redenen kan er voor worden gekozen om een **oriëntatiefase** – soms ook wel '**voortoets**' genoemd – te doorlopen. De inhoudelijke studie is in grote lijnen identiek met een passen de beoordeling, echter mitigerende maatregelen zijn bij de oriëntatiefase niet bij de beoordeling betrokken. Als de conclusie is dat significante negatieve effecten niet op voorhand kunnen worden uitgesloten en maatregelen nodig zijn om significant negatieve effecten met zekerheid te voorkomen, zal alsnog een passende beoordeling nodig zijn.

Mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen zijn maatregelen ter voorkoming of beperking van het (mogelijke) effect van het project of andere handeling en deze maatregelen zijn onlosmakelijk verbonden zijn met een project / andere handelingen.

Cumulatieve effecten

Voor de habitattoets geldt uitdrukkelijk dat voor elke activiteit onderzocht moet worden of er mogelijke significante effecten zijn als gevolg van de activiteit afzonderlijk *en* in combinatie met andere plannen en projecten. In het laatste geval moeten de gezamenlijke ofwel cumulatieve effecten beoordeeld worden in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. Het gaat daarbij om alle plannen en projecten die op bestuurlijk niveau zijn goedgekeurd.

Significantie

Van significante effecten kan sprake zijn als ten gevolge van het plan of project realisatie van de instandhoudingsdoelen wordt bemoeilijkt of onmogelijk wordt gemaakt. In de Leidraad bepaling Significantie is het begrip 'significante gevolgen' toegelicht.⁴

⁴ Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Publicatie Steunpunt Natura 2000, versie 27 mei 2010.



Externe werking

Ook activiteiten buiten het Natura 2000-gebied kunnen vergunningplichtig zijn als die activiteiten negatieve effecten op de instandhoudingsdoelen voor het gebied (kunnen) veroorzaken. Dit wordt de 'externe werking' van de bescherming genoemd.

Soorten

Verbodsbepalingen

De Wnb onderscheid bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

Art. 3.1 Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn

1. Het is verboden opzettelijk in het wild levende vogels (VR artikel 1) te doden of te vangen.
2. Het is verboden opzettelijk nesten, rustplaatsen en eieren van te vernielen of te beschadigen, of nesten van vogels weg te nemen.
3. Het is verboden eieren van vogels te rapen en deze onder zich te hebben.
4. Het is verboden vogels opzettelijk te storen.
5. Het verbod, opzettelijk storen, is niet van toepassing indien de storing niet van wezenlijke invloed is op de staat van instandhouding van de desbetreffende vogelsoort. Het ministerie heeft een lijst gemaakt van soorten vogels die hun nest doorgaans het hele jaar door of telkens opnieuw gebruiken. Deze nesten zijn jaarrond beschermd⁵.

Art. 3.5 Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn

1. Het is verboden in het wild levende **dieren** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage II, VvBonn Bijlage I) opzettelijk te doden of te vangen.
2. Het is dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te verstoren.
3. Het is verboden eieren van dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te vernielen of te rapen.
4. Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen te beschadigen of te vernielen.
5. Het is verboden **planten** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage I) te plukken, verzamelen, af te snijden, ontwortelen of te vernielen.

Art. 3.10 Beschermingsregime andere soorten

1. Het is verboden in het wild levende **zoogdieren, amfibieën, reptielen, vissen, dagvlinders, libellen en kevers** van de soorten, genoemd in de bijlage, onderdeel A, van deze wet opzettelijk te doden of te vangen.
2. Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen te beschadigen of te vernielen.
3. Het is verboden **vaatplanten** genoemd in de bijlage, onderdeel B, van deze wet te plukken, verzamelen, af te snijden, ontwortelen of te vernielen.

In de Bijlagen van de Verdragen van Bern en Bonn worden ook vogels genoemd. Sommige vogelsoorten vallen daarmee zowel onder het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' als ook onder het 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn'. Het 'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn' is ten aanzien van 'verstoren' strikter dan het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' (zie tabel). Aan de andere kant zijn de ontheffingsgronden voor het 'Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn' weer beperkter dan voor

⁵ Zie de Aangepaste lijst jaarrond beschermde vogelnesten ontheffing Flora- en faunawet ruimtelijke ingrepen, ministerie van LNV, augustus 2009.



'Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn'. We gaan in het toetsingskader zekerheidshalve uit van het juridisch strengste beschermingsregime.

Ontheffingen en vrijstellingen

Gedeputeerde staten kunnen een ontheffing verlenen van verboden die gelden voor Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Art 3.3) en Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Art 3.8). Provinciale staten en de Minister kunnen bij verordening vrijstelling verlenen van deze verboden (Art 3.3, Art 3.8).

Een ontheffing of een vrijstelling wordt uitsluitend verleend als aan de volgende voorwaarden is voldaan:

- er geen andere bevredigende oplossing bestaat,
- er is voldaan aan een in Art 3.3 dan wel Art 3.8 genoemd belang,
- er geen sprake is van een verslechtering van de (gunstige) staat van instandhouding van de betreffende soort.

Aan een ontheffing kunnen voorwaarden worden gesteld om schade te beperken of te compenseren zodat er geen afbreuk wordt gedaan aan de Svl.

Art 3.3, Art 3.8 De verboden voor zijn niet van toepassing op handelingen ten behoeve van instandhoudingsmaatregelen en handelingen in het kader van een Natura 2000-beheerplan.

Art. 3.10 Voor soorten vallend onder '*Beschermingsregime andere soorten*' kan de provincie aanvullend (op Art 3.8) een vrijstelling verlenen voor handelingen in het kader van de **ruimtelijke inrichting of ontwikkeling** van gebieden en **bestendig beheer of onderhoud**.

Art. 3.31 De hierboven genoemde verboden zijn niet van toepassing op handelingen die zijn beschreven in en aantoonbaar worden uitgevoerd overeenkomstig een door Onze Minister goedgekeurde **gedragscode** en die plaatsvinden in het kader van bestendig beheer of onderhoud en ruimtelijke ontwikkeling en inrichting.

Natuurnetwerk Nederland en Barro

Natuurnetwerk Nederland (NNN, voorheen EHS) heeft als doel om van de bestaande en nieuwe natuur een goed functionerend netwerk te maken. Het ruimtelijk beleid voor de NNN is gericht op 'behoud, herstel en ontwikkeling van de wezenlijke kenmerken en waarden' van de NNN. Op plannen, projecten of handelingen binnen de NNN is het 'nee, tenzij'-regime van toepassing. Vanaf 1 oktober 2012 is het nee, tenzij-regime vastgelegd in het Besluit algemene regelingen ruimtelijke ordening, kortweg Barro.

Het Barro bepaalt dat provincies de (begrenzing van de) NNN moeten vastleggen in een provinciale verordening. In die verordening worden regels gesteld omtrent de inhoud van en de toelichting bij bestemmingsplannen in het belang van de realisatie, bescherming, instandhouding en verdere ontwikkeling van de beoogde natuurkwaliteit van de NNN



De provincies moeten de wezenlijke kenmerken en waarden van de NNN vastleggen. De wezenlijke kenmerken en waarden zijn de huidige en potentiële waarden, gebaseerd op de natuurdoelen voor het gebied. De natuurdoelen worden vaak per perceel in natuurdoeltypen of beheertypen vastgelegd.

Het Barro bepaalt in art. 2.10.4 de voorwaarden waaronder plannen kunnen worden toegestaan, die (per saldo) leiden tot een significante aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden, of een significante vermindering van de oppervlakte of de samenhang van de NNN:

- er is sprake van een groot openbaar belang (waaronder in ieder geval worden gerekend: de veiligheid, de hoofdinfrastructuur, de drinkwatervoorziening, de plaatsing van installaties voor de opwekking van elektriciteit met behulp van windenergie of de plaatsing van installaties voor de winning, opslag of transport van aardgas),
- er zijn geen reële andere mogelijkheden, en
- de negatieve effecten worden waar mogelijk beperkt en de overblijvende effecten worden gecompenseerd.

De begrenzing kan alleen worden gewijzigd voor zover op basis van een ecologische onderbouwing is vastgesteld dat:

1. de wijziging leidt tot een verbetering van de samenhang van de NNN of tot een betere inpassing van de NNN in de planologische omgeving, en
2. ten minste de kwalitatieve en kwantitatieve doelstellingen van de NNN in het desbetreffende gebied worden behouden; of
3. ten behoeve van een kleinschalige ontwikkeling voor zover:
 - a. de aantasting van de wezenlijke kenmerken en waarden en van de samenhang van de NNN als gevolg van de ontwikkeling beperkt is;
 - b. de voorgenomen wijziging leidt tot een kwalitatieve of kwantitatieve versterking van de NNN in het desbetreffende gebied;
 - c. de voorgenomen wijziging ertoe niet leidt dat de oppervlakte van de NNN afneemt;
 - d. de voorgenomen wijziging zorgvuldig is onderbouwd, waarbij blijkend uit de bij het bestemmingsplan behorende toelichting in ieder geval alternatieven zijn afgewogen, en
 - e. maatregelen worden genomen die een goede landschappelijke en natuurlijke inpassing borgen.

In principe wordt de eventuele compensatieopgave buiten de NNN gerealiseerd. De compensatie hoeft niet in de nabijheid van de ingreep plaats te vinden en hoeft ook niet in hetzelfde natuurtype te worden uitgevoerd. Het gaat erom dat de positieve ecologische effecten van realisatie van de compensatie op de NNN (in natuurkwaliteit, oppervlakte of ruimtelijke samenhang) gelijkwaardig zijn aan de negatieve effecten van de ingreep in de NNN. Realisatie van de compensatie in de NNN is mogelijk, bijvoorbeeld als dat kan leiden tot een versnelling van de realisatie van de NNN. Voorwaarde daarbij is dat er door middel van een herbegrenzing tegelijkertijd voor wordt gezorgd dat de omvang van de NNN niet afneemt.



Rode lijsten

Rode lijsten zijn geen wettelijke instrumenten, maar zijn sturend voor beleid. Zij dienen om prioriteiten in middelen en maatregelen te kunnen bepalen. Bij het beoordelen van maatregelen en ingrepen kunnen de Rode lijsten echter wel een belangrijke rol spelen. Er zijn nu landelijke Rode lijsten vastgesteld voor paddestoelen, korstmossen, mossen, vaatplanten, platwormen, land- en zoetwaterweekdieren, bijen, dagvlinders, haften, kokerjuffers, libellen, sprinkhanen en krekels, steenvliegen, vissen, amfibieën, reptielen, zoogdieren en vogels (LNV 2004). Een aantal provincies heeft aanvullende provinciale Rode lijsten opgesteld.

Van soorten op de Rode lijst moet worden aangenomen dat negatieve effecten van ingrepen de gunstige staat van instandhouding relatief gemakkelijk in gevaar brengen. Waar het beschermde soorten betreft zal er dus extra aandacht aan mitigatie en compensatie moeten worden besteed. Bij niet-beschermde soorten of soortgroepen kunnen op grond van de zorgplicht extra maatregelen worden gevegd. Bij een aantal soortgroepen gaat het echter om tientallen of honderden moeilijk vast te stellen soorten, waardoor de waarde voor praktische toepassingen vaak beperkt is.

Kaderrichtlijn Water (KRW) en Waterwet

Toetsingskader KRW

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) heeft tot doel het bereiken van een goede ecologische en chemische toestand in alle wateren in Europa in 2015. De invoering van de KRW brengt voor waterbeheerders verschillende verplichtingen met zich mee zoals het bepalen van doelstellingen, het uitvoeren van herstelmaatregelen en het meten van de resultaten. De KRW gaat uit van een resultaatsverplichting.

Waterwet en Bkmw

De Nederlandse Waterwet voegt de volgende acht bestaande waterbeheerwetten samen:

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

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

De Nederlandse voorschriften en doelstellingen uit de KRW, de Grondwaterrichtlijn en de Richtlijn Prioritaire Stoffen zijn geïmplementeerd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (Bkmw) 2009. De doelen voor de goede chemische en ecologische



toestand van oppervlaktewaterlichamen worden wettelijk vastgelegd in de vorm van milieukwaliteitseisen. De chemische doelen zijn direct verwoord in het Besluit, de ecologische doelen zijn opgenomen via een verwijzing naar de referenties en maatlatten voor natuurlijke wateren (STOWA 2007-32) en omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen (STOWA 2007-32b).

Het Besluit en de Wet milieubeheer (Wm) geven daarnaast een nadere uitwerking van de KRW-doelstelling van geen achteruitgang. Het Besluit brengt uitdrukkelijk geen directe koppeling tot stand tussen individuele besluiten (bijvoorbeeld vergunningen) en de vastgelegde milieukwaliteitseisen. De milieukwaliteitseisen worden alleen gekoppeld aan de bevoegdheid tot het vaststellen van plannen in het kader van de Waterwet. Dit betekent dat doorwerking van de eisen uit het Bkmw naar individuele besluiten indirect gebeurt via de water(beheer)plannen. In de water(beheer)plannen worden de doelstellingen specifiek uitgewerkt naar waterlichamen en wordt aangegeven hoe hierop voor nieuwe activiteiten wordt getoetst. Voor de rijkswateren vindt deze uitwerking plaats in het 'Toetsingskader waterkwaliteit'. Dit vormt een bijlage bij het Beheer- en Ontwikkelplan voor de Rijkswateren 2010-2015 (BPRW)

Omdat het toetsingskader voorlopig alleen is opgesteld voor de Rijkswateren, worden alleen deze wateren hier besproken. Een toetsingskader voor regionale wateren is in voorbereiding.

Het Toetsingskader waterkwaliteit

Ter bescherming en verbetering van de waterkwaliteit voert Rijkswaterstaat de komende planperiode verschillende soorten maatregelen uit (zie BPRW). Zo wordt het huidige beschermingsniveau van de waterkwaliteit gehandhaafd, zoals de KRW vereist. Voor nieuwe activiteiten of ingrepen in een waterlichaam moet een toetsing worden uitgevoerd. De centrale vraag daarbij is of de KRW-doelstellingen voor het waterlichaam waarop de activiteit mogelijk effecten heeft, nog wel behaald kunnen worden als de activiteit daadwerkelijk plaatsvindt.

De begrenzing van oppervlaktewaterlichamen in de Waterwet is doorgaans ruimer dan die in het kader van de KRW. De KRW-waterlichamen zijn in de meeste gevallen beperkt tot het natte areaal, terwijl Rijkswaterstaat in het kader van de Waterwet ook het waterstaatkundig beheer voert over drogere gebieden in de uiterwaarden en de buitendijkse gebieden rond de grote meren. Initiatieven in gebieden die op grond van de Waterwet zijn aangewezen als de drogere oevergebieden, zullen alleen in aanmerking komen voor een toets vanuit KRW-perspectief als daar concreet externe effecten op een KRW-waterlichaam te verwachten zijn.

De begrenzing van de KRW-waterlichamen is te vinden op de gedetailleerde kaarten in de achterliggende brondocumenten voor de waterlichamen. De begrenzing van de oppervlaktewaterlichamen in de zin van de Waterwet voor zover in beheer bij Rijkswaterstaat is te vinden in de Waterregeling.



Bevoegd gezag

Rijkswaterstaat (regionale diensten) is bevoegd gezag voor nieuwe vergunningen op grond van de Ontgrondingenwet (OW) en Waterwet (WW). Bepaalde initiatieven zijn dusdanig groot van omvang dat daarvoor een milieueffectrapport (MER) nodig is als onderdeel van de besluitvorming. Ook daar geldt de rol als bevoegd gezag. De rol van bevoegd gezag geldt ook voor het geval van algemene regels (zoals Activiteitenbesluit) waarbij het toepassen van maatwerkvoorschriften mogelijk is.

Het Toetsingskader KRW bestaat analoog aan de richtlijn zelf, uit een onderdeel Chemie en een onderdeel Biologie met elk hun eigen beslisschema.

Chemie

Dit onderdeel van het toetsingskader geldt voor alle individuele besluiten waar lozingen of emissies van stoffen of warmte aan de orde zijn. Hiervoor zijn de volgende doelstellingen relevant:

- Chemische toestand: de normen voor prioritaire (gevaarlijke) stoffen.
- Ecologische toestand: BPRW 2010-2015: Toetsingskader KRW (zie hierna)
 - Algemene fysisch-chemische parameters (nutriënten, temperatuur etc)
 - Overige relevante stoffen.

De toetsing geschiedt voor al deze parameters op een vergelijkbare wijze. Wel moet rekening worden gehouden met het feit dat voor de algemene fysisch-chemische parameters vijf toestandsklassen gelden (conform het STOWA-rapport waarin de ecologische doelen zijn vastgelegd) en voor de andere parameters niet. Voor de chemische toestand kent de KRW maar twee toestandsklassen. De overige relevante stoffen fungeren als indicatoren voor de ecologische toestand. Voor deze stoffen gelden de facto ook maar twee toestandsklassen: goed (voldoet wel aan de norm) en niet goed (voldoet niet aan de norm).

De toetsing gebeurt op basis van enerzijds inzicht in de belasting (aandeel verschillende bronnen en toename als gevolg van extra lozing) en de huidige toestand (hoeveel ruimte is er tot een volgende onderliggende klassegrens). Als de toestand slecht is of vlak bij een lagere klassegrens ligt, lijkt een restrictieve benadering noodzakelijk (>1% toename is significant). Is de toestand goed of ligt deze ver af van een lagere klassegrens, dan is een ruimere grens voor significantie te hanteren. Als een dergelijke toets leidt tot de conclusie dat er sprake is van een reëel risico op achteruitgang dan kan een lozing of activiteit niet zonder aanvullende randvoorwaarden plaatsvinden. Deze aanvullende maatregelen kunnen liggen in extra zuiveringsstappen, aanpassing van lozingslocatie bij lozingen of aanpassing van allocatie, ontwerp of inrichting van ruimtelijke ingrepen. Dit kan leiden tot een inperking of weigering ten opzichte van wat is aangevraagd.

Toetsingskader chemie

De werkwijze is samengevat in het beslisschema (fig. 1).

Als er sprake is van een achteruitgang van de chemische toestand of een indicatie voor achteruitgang van de ecologische toestand, kan de aanvraag niet zomaar gehonoreerd worden. In dat geval komt de vergunningverlener in het beslisschema op een omslagpunt van 'ja, mits' naar 'nee, tenzij' als leidend criterium voor de vraag of het aangevraagde



vergund mag worden. In dat geval is een nadere afweging aan de orde waarbij het weigeren van de vergunning uiterste mogelijkheid is. Het stellen van aanvullende voorwaarden zodat wel voorkomen wordt dat er sprake is van achteruitgang is eveneens een optie. Het weigeren van een vergunning heeft grote rechtsgevolgen en een zorgvuldige afweging en motivering op maat. Ditzelfde geldt voor het stellen van aanvullende voorwaarden boven BBT. Hiervoor moeten geavanceerde modellen worden gebruikt, Hierbij kunnen de volgende elementen betrokken worden:

- Een achteruitgang van de zeer goede naar de goede ecologische toestand is toegestaan tengevolge van nieuwe duurzame ontwikkeling (artikel 4.7 KRW).
- De te vergunnen emissie wordt voldoende gereduceerd door aanvullende maatregelen binnen de aangevraagde activiteit in kwestie (BBT-plus).
- De te vergunnen emissie wordt binnen de planperiode met zekerheid gecompenseerd door maatregelen elders binnen of bovenstrooms van het waterlichaam.
- Het lozingspunt is te verplaatsen naar een andere locatie of een andere waterlichaam waar dit geen achteruitgang van de toestand oplevert.

Gelet op het hoge abstractieniveau van deze toetsing (waterlichaamniveau) in vergelijking met de emissie-immissietoets (niveau van de mengzone) is de verwachting dat in veruit de meeste gevallen waarin een lozing aanvaardbaar is op grond van de emissie-immissietoets geen sprake zal zijn van een (indicatie voor) achteruitgang van de toestand. In die gevallen waarin dit wel zo is, dient bijzondere aandacht te worden besteed aan motivering en interne toetsing van de vergunning of het besluit.

Biologie

Het Beslisschema voor Biologie bestaat uit twee delen: een toetsingskader algemeen (Deel 1) en een toetsingskader watertype afhankelijk (Deel 2). Afhankelijk van de antwoorden moeten 1 of 2 stroomschema's worden doorlopen (zie fig. 2 en 3):

Deel 1: toetsingskader algemeen

Hierin staan enkele algemene vragen die voor alle waterlichamen van belang zijn en niet of nauwelijks watertype afhankelijk zijn. Hierbij wordt gekeken naar:

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

Denk hierbij ook aan de ruimteclaim van nog geplande KRW-maatregelen.

Indien dit stroomschema nog geen uitsluitel biedt over eventuele effecten van een ingreep op de biologische kwaliteit dan wordt het volgende stroomschema doorlopen:

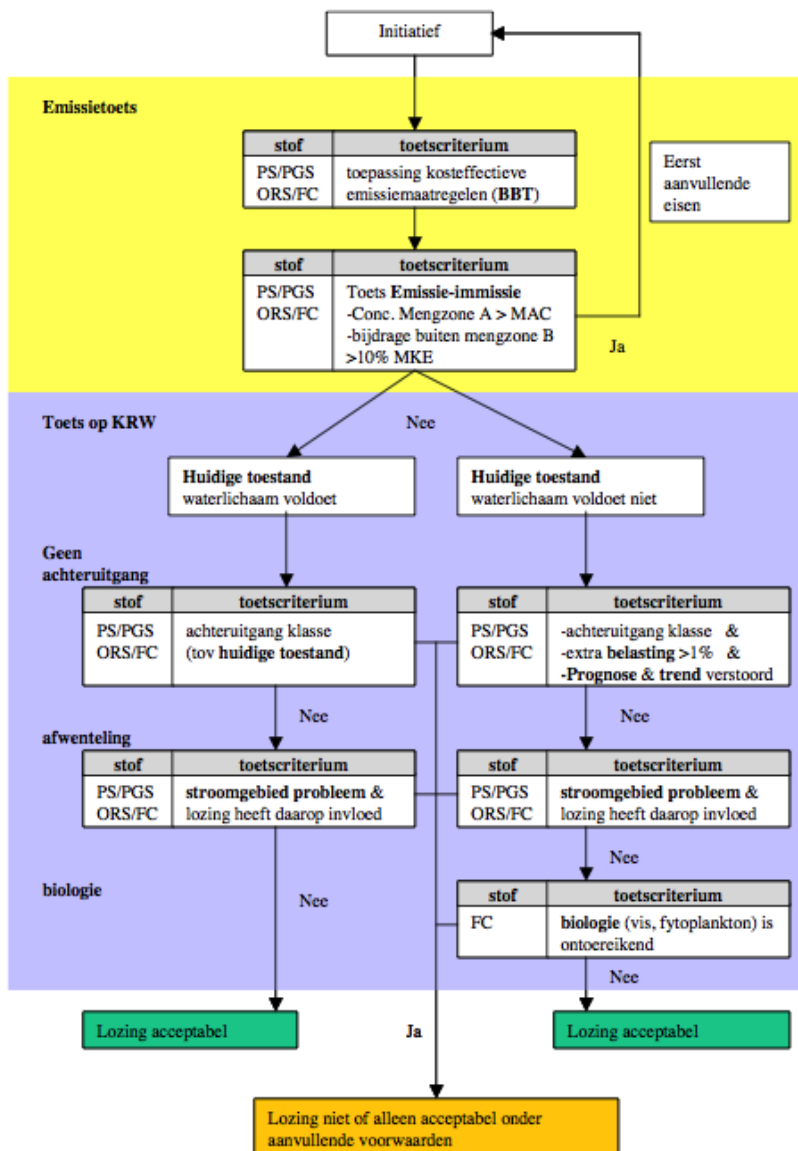
Deel 2: toetsingskader watertype afhankelijk

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



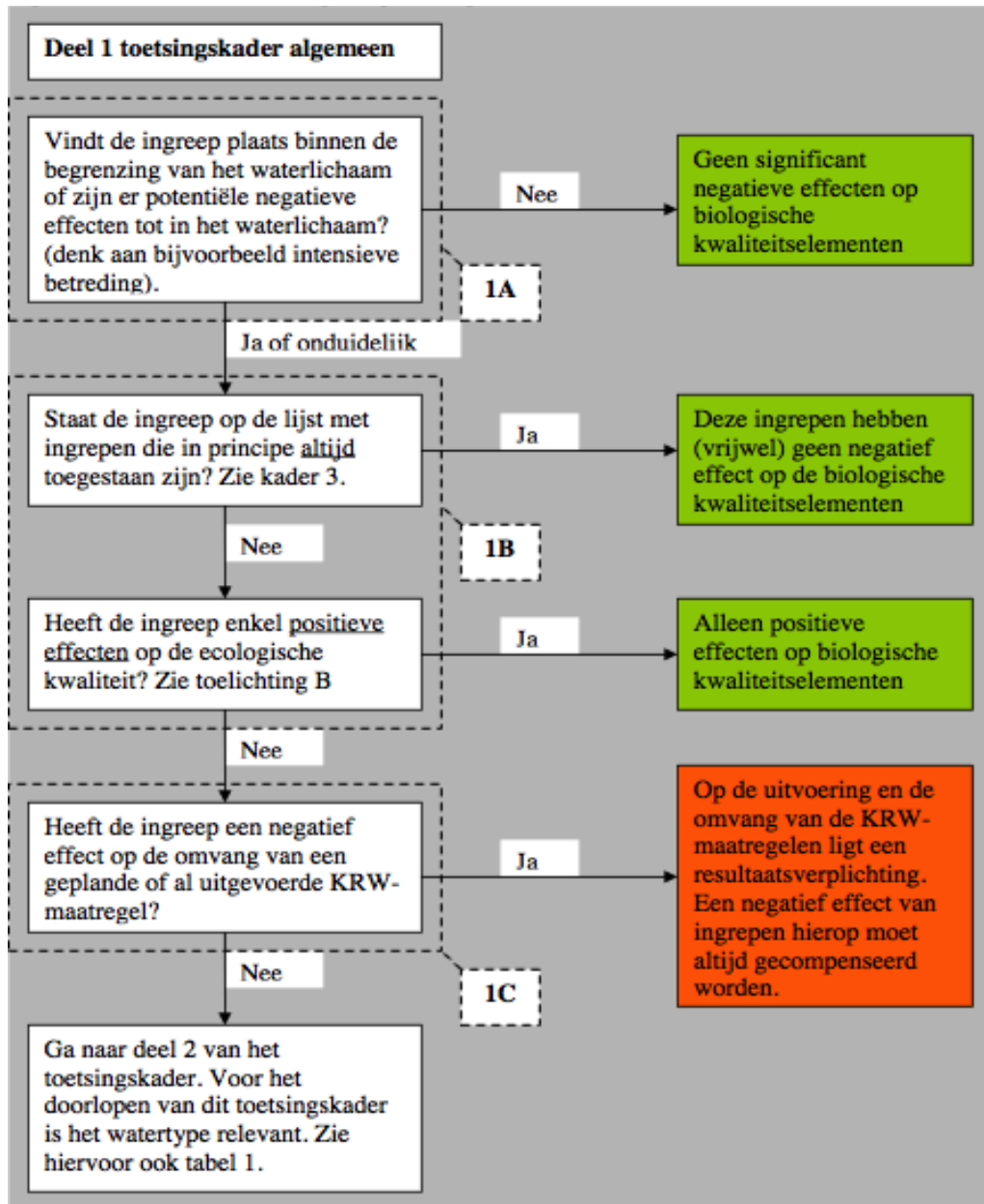
biologische kwaliteit. Dit stroomschema is opgesteld van grof naar fijn waarin achtereenvolgens wordt getoetst of:

- I.) de biologische kwaliteit wordt beïnvloed door de ingreep en of deze invloed voldoende groot is om als significant te worden aangemerkt. De biologische kwaliteit wordt gemeten met maatlatten per biologische kwaliteitselement die per watertype verschillen (zie brondocumenten). De onderdelen van deze maatlatten spelen onder andere in op de grootte van het ecologisch relevant areaal, de kwaliteit hiervan en voor sommige watertypen de (vis)optrekbaarheid.
- II.) de ingreep de sturende kenmerken van het watertype negatief beïnvloed;
- III.) eventuele negatieve effecten voldoende worden gemitigeerd of gecompenseerd.

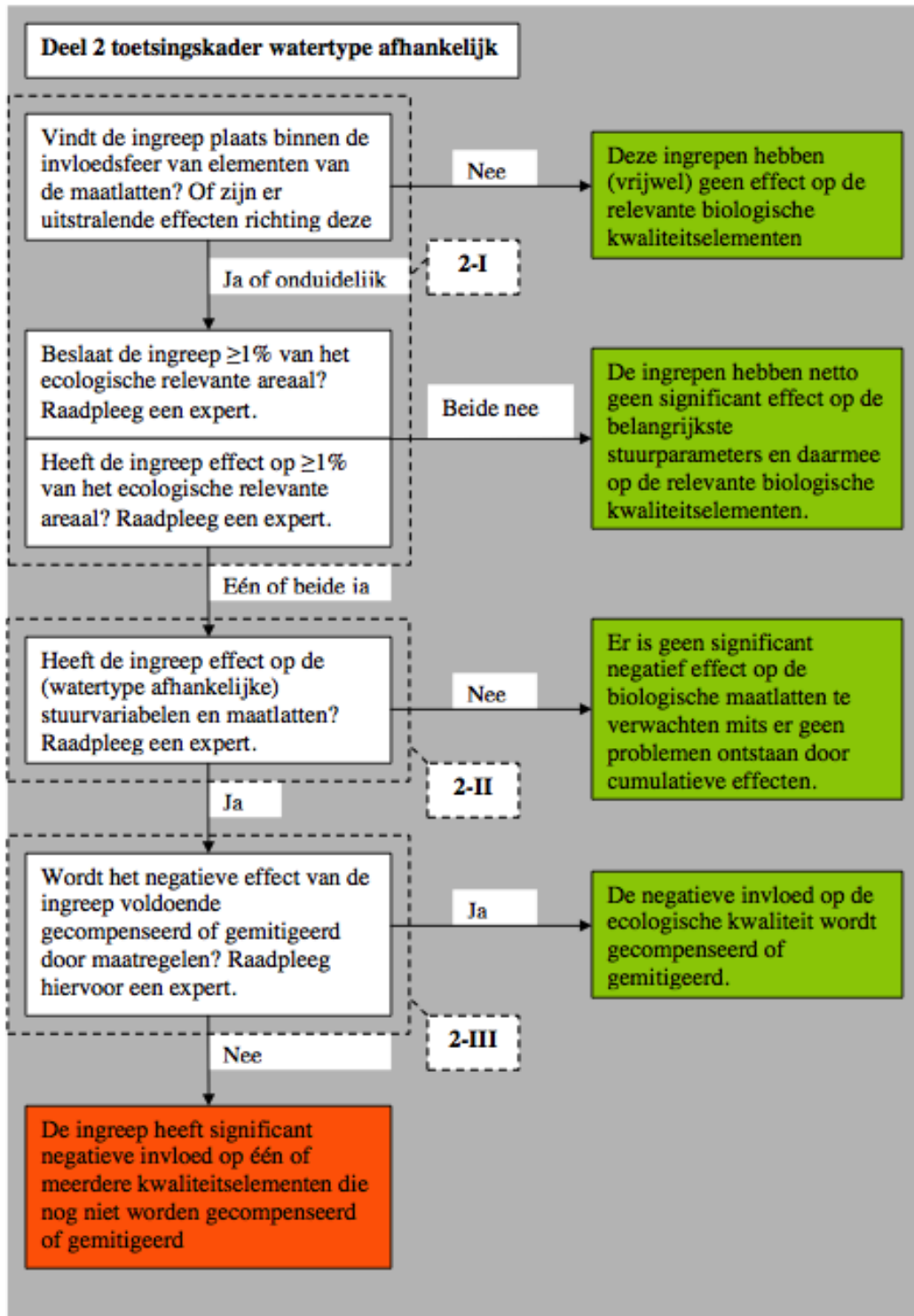


NB. De mengzone kent verschillende zones en eisen. Mengzone A is de zone dicht bij het lozingspunt, deze grens ligt op 0,25 * breedte waterlichaam met een maximum afstand van 25 m. Daarbinnen mogen geen acute effecten optreden. Mengzone B is de grens waarbij er geen noemenswaardige toename meer zichtbaar mag zijn. Deze grens ligt op 4 * breedte met een maximum van 1000 m.

Figuur 1 Beslisschema chemie



Figuur 2 Beslisschema ecologie: algemeen gedeelte



Figuur 3 Beslisschema ecologie: watertype specifiek



Eindresultaat van de stroomschema's

In de stroomschema's is met groen aangegeven wanneer de effecten niet aanwezig of niet significant zijn of dat ze voldoende worden gemitigeerd/gecompenseerd. In dat geval kan de vergunning voor de ingreep worden verleend. Met oranje is aangegeven wanneer de negatieve effecten als significant worden ingeschat. Om toch tot vergunningverlening over te kunnen gaan zullen dan aanvullende voorwaarden worden overwogen. Is het mitigeren of compenseren van de negatieve effecten van de ingreep hiermee ook niet mogelijk dan zal vergunning niet of slechts onder aanvullende voorwaarden mogelijk zijn. Dit toetsingskader is een richtlijn. Bij het doorlopen moet men blijven nadenken en het kader dus niet te stringent doorlopen. Wanneer de uitkomst van het schema 'groen' is dan moet daar altijd de gedachte 'ja, mits' bij geplaatst worden. Bij een 'oranje' uitkomst is het antwoord 'nee, tenzij'.

Literatuur

Ministerie van LNV, 2009. Besluit van de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit van 28 augustus 2009, nr. 25344, houdende vaststelling van geactualiseerde Rode lijsten flora en fauna.

www.wetten.nl.

omgevingsvergunning.vrom.nl/

www.vrom.nl/pagina.html?id=3410 (nota ruimte)

Steunpunt Natura 2000 (2010). Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. versie 27 mei 2010. RegieBureau Natura 2000, Utrecht



Bijlage II: Soortenlijst vis

IBTS

Soorten gevangen in vak 34F3 tijdens het eerste en derde kwartaal van de monitoringsjaren 2011, 2016 en 2021. * betreft geen vissoorten.

Soort(groep)		
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Entelurus aequoreus</i>	<i>Pleuronectes platessa</i>
<i>Agonus cataphractus</i>	<i>Eutrigla</i>	<i>Pomatoschistus</i>
* <i>Alloteuthis subulata</i>	<i>Eutrigla gurnardus</i>	<i>Pomatoschistus lozanoi</i>
<i>Ammodytes marinus</i>	<i>Gadus morhua</i>	<i>Raja montagui</i>
<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	<i>Sardina pilchardus</i>
<i>Buglossidium luteum</i>	<i>Limanda limanda</i>	<i>Scomber scombrus</i>
<i>Callionymus lyra</i>	* <i>Loligo sp.</i>	<i>Scophthalmus maximus</i>
<i>Callionymus reticulatus</i>	* <i>Loligo vulgaris</i>	<i>Scyliorhinus canicula</i>
* <i>Cancer pagurus</i>	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	<i>Solea solea</i>
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	<i>Merlangius merlangus</i>	<i>Sprattus sprattus</i>
<i>Clupea harengus</i>	<i>Microstomus kitt</i>	<i>Syngnathus rostellatus</i>
<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	<i>Trachurus trachurus</i>
<i>Echiichthys sp.</i>	<i>Mustelus asterias</i>	<i>Trigla sp.</i>
<i>Echiichthys vipera</i>	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	<i>Trisopterus luscus</i>
<i>Enchelyopus cimbrius</i>	* <i>Necora puber</i>	<i>Trisopterus minutus</i>
<i>Engraulis encrasicolus</i>	<i>Platichthys flesus</i>	



Oceana survey

Species	NL	UK
<i>Agonus cataphractus</i>	x	
<i>Ammodytes</i> sp.		x
<i>Ammodytes tobianus</i>	x	x
<i>Arnoglossus laterna</i>	x	x
<i>Arnoglossus thori</i>		x
Ascidacea indet.	x	
<i>Balaenoptera acuto-rostrata</i>	x	
<i>Buglossidium luteum</i>	x	
<i>Callionymus lyra</i>	x	x
<i>Callionymus</i> sp.	x	x
<i>Callionymus reticulatus</i>	x	
Clupeidae indet.	x	

Delphinidae/Phocoenidae indet.	x	
<i>Echiichthys vipera</i>	x	x
<i>Entelurus aequoreus</i>	x	
<i>Eutrigla gurnardus</i>		x
<i>Gadus morhua</i>	x	
Gobiidae indet.	x	
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	x	
<i>Limanda limanda</i>	x	x
<i>Micromesistius pou-tassou</i>	x	
<i>Mullus surmuletus</i>	x	
<i>Pholis gunneilus</i>	x	
<i>Platichthys flesus</i>	x	x
<i>Pleuronectes platessa</i>	x	
Pleuronectidae indet.	x	x
Pleuronectiformes indet.	x	x
<i>Pollachius pollachius</i>	x	

<i>Pollachius</i> sp.		
<i>Pomatoschistus pictus</i>	x	
<i>Pomatoschistus</i> sp.	x	
<i>Raja clavata</i>	x	
<i>Scyllorhinus canicula</i>	x	
<i>Solea solea</i>	x	
Soleidae indet.	x	x
<i>Sprattus sprattus</i>	x	
cf. <i>Sprattus sprattus</i>	x	
<i>Syngnathus acus</i>	x	
Trachinidae indet.	x	x
<i>Trachinus draco</i>	x	
<i>Trachurus trachurus</i>	x	
Triglidae indet.		x
<i>Trisopterus esmarkii</i>	x	
<i>Trisopterus luscus</i>	x	
<i>Trisopterus minutus</i>	x	



Bijlage III: Soortenlijst benthos

MWTL Boxcore

Soortenlijst van drie boxcore locaties (NRDZE_0085; 3.28751 52.89727, NRDZE_0086; 3.28696 52.83588, NRDZE_0087; 3.49863 52.74921) in de periode van 1995 t/m 2018.

Soort(groep)		
<i>Abra prismatica</i>	<i>Goniada maculata</i>	<i>Perioculodes longimanus</i>
<i>Amphipoda</i>	<i>Goniadella bobretzkii</i>	<i>Phaxas pellucidus</i>
<i>Amphiura chiajei</i>	<i>Harmothoe</i>	<i>Phialella quadrata</i>
<i>Anthozoa</i>	<i>Hippomedon denticulatus</i>	<i>Pholoe minuta</i>
<i>Aonides paucibranchiata</i>	<i>Hydractinia echinata</i>	<i>Phoronidae</i>
<i>Apistobranchus tullbergi</i>	<i>Hydrozoa</i>	<i>Phyllodoce lineata</i>
<i>Aricidea minuta</i>	<i>Hyperiidae</i>	<i>Podarkeopsis capensis</i>
<i>Aspidelectra melolontha</i>	<i>Iphinoe trispinosa</i>	<i>Polinices pulchella</i>
<i>Atylus falcatus</i>	<i>Lanice conchilega</i>	<i>Polynoidae</i>
<i>Bathyporeia</i>	<i>Leuckartiara octona</i>	<i>Pontocrates altamarinus</i>
<i>Bathyporeia elegans</i>	<i>Lovenella clausa</i>	<i>Pontocrates arcticus</i>
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	<i>Mactra</i>	<i>Pseudione hyndmanni</i>
<i>Bathyporeia pelagica</i>	<i>Magelona filiformis</i>	<i>Pseudocuma longicorne</i>
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	<i>Magelona johnstoni</i>	<i>Pseudocuma longicornis</i>
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	<i>Magelona mirabilis</i>	<i>Pseudocuma simile</i>
<i>Capitellidae</i>	<i>Magelona papillicornis</i>	<i>Scolelepis bonnierii</i>
<i>Chaetozone christiei</i>	<i>Megaluropus agilis</i>	<i>Scolelepis foliosa</i>
<i>Chaetozone setosa</i>	<i>Monopseudocuma gilsoni</i>	<i>Scolelepis squamata</i>
<i>Conopeum reticulum</i>	<i>Montacuta ferruginosa</i>	<i>Scoloplos armiger</i>
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Mya truncata</i>	<i>Siphonoecetes kroyeranus</i>
<i>Diastylis bradyi</i>	<i>Mytilidae</i>	<i>Spio filicornis</i>
<i>Donax vittatus</i>	<i>Nemertea</i>	<i>Spio goniocéphala</i>
<i>Dyopedos monacantha</i>	<i>Nephtyidae</i>	<i>Spiophanes</i>
<i>Echinocardium</i>	<i>Nephtys</i>	<i>Spiophanes bombyx</i>



<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Nephtys caeca</i>	<i>Spiophanes kroyeri</i>
<i>Echinocyamus pusillus</i>	<i>Nephtys cirrosa</i>	<i>Sthenelais limicola</i>
<i>Ensis directus</i>	<i>Nephtys hombergii</i>	<i>Synchelidium haplocheles</i>
<i>Ensis ensis</i>	<i>Notomastus latericeus</i>	<i>Synchelidium maculatum</i>
<i>Ensis ensis phaxoides</i>	<i>Ophelia limacina</i>	<i>Tellimya ferruginosa</i>
<i>Eteone foliosa</i>	<i>Ophiura</i>	<i>Tellina fabula</i>
<i>Eteone longa</i>	<i>Ophiura albida</i>	<i>Tellina tenuis</i>
<i>Eumida sanguinea</i>	<i>Ophiura texturata</i>	<i>Thia scutellata</i>
<i>Euspira pulchella</i>	<i>Ophiuroidea</i>	<i>Tubulanus polymorphus</i>
<i>Fabulina fabula</i>	<i>Orchomenella nana</i>	<i>Unciola planipes</i>
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	<i>Pagurus bernhardus</i>	<i>Urothoe brevicornis</i>
<i>Glycera</i>	<i>Paraonis fulgens</i>	<i>Urothoe poseidonis</i>
<i>Glycera lapidum</i>	<i>Peachia cylindrica</i>	

MWTL Bodemschaaf

Soortenlijst van de negen bodemschaaf locaties van de Bruine Bank van 2019 en 2021.

Soort(groep)		
<i>Abra</i>	<i>Ebalia tumefacta</i>	<i>Philocheras trispinosus</i>
<i>Abra alba</i>	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Pinnotheres pisum</i>
<i>Abra prismatica</i>	<i>Ensis</i>	<i>priapulida</i>
<i>actiniaria</i>	<i>Ensis ensis</i>	<i>Processa</i>
<i>Amphiura filiformis</i>	<i>Euspira catena</i>	<i>Processa modica</i>
<i>Asterias rubens</i>	<i>Euspira nitida</i>	<i>Sepiidae</i>
<i>Asthenognathus</i>	<i>Fabulina fabula</i>	<i>Sipuncula</i>
<i>Astropecten irregularis</i>	<i>Goneplax rhomboides</i>	<i>Spatangoida</i>
<i>Brachyura</i>	<i>Laevicardium crassum</i>	<i>Spisula</i>
<i>Bryozoa</i>	<i>Leptosynapta inhaerens</i>	<i>Spisula elliptica</i>
<i>Callianassa subterranea</i>	<i>Liocarcinus holsatus</i>	<i>Spisula solida</i>
<i>Callianassidae</i>	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	<i>Spisula subtruncata</i>



<i>Cerebratulus sp.</i>	<i>Mysia undata</i>	<i>Striarca lactea</i>
<i>Chamelea striatula</i>	<i>Nemertea</i>	<i>Tellimya ferruginosa</i>
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Ophiura</i>	<i>Thia scutellata</i>
<i>Crangon allmanni</i>	<i>Ophiura albida</i>	<i>Tritia reticulata</i>
<i>Crangon crangon</i>	<i>Ophiura ophiura</i>	<i>Turritella communis</i>
<i>Diplodonta rotundata</i>	<i>Pagurus bernhardus</i>	
<i>Donax vittatus</i>	<i>Phaxas pellucidus</i>	



Bijlage IV: Aanvaringen met tweebladige turbines

In dit rapport zijn alle aanvaringsberekeningen gedaan voor driebladige turbines, terwijl het voor ontwikkelaars ook mogelijk moet zijn om te kiezen voor tweebladige turbines. In deze bijlage wordt daarom een voorbeeld gegeven van de verschillen in aanvaringssslachtoffers tussen twee- en driebladige turbines, om zo tot een betere afweging te kunnen komen.

Het aantal aanvaringssslachtoffers wordt in de berekeningen van het Band model bepaald door het aantal vogels die het windpark op rotorhoogte passeert, de soortspecifieke aanvaringskansen, en de windparkconfiguratie. Als alle andere parameters ongewijzigd blijven, alleen het aantal turbinebladen wordt verlaagd van drie naar twee, kunnen de vogels met een blad minder in aanvaring komen. De aanvaringskans neemt lineair met het aantal turbinebladen met een derde af, en daardoor ook het aantal aanvaringssslachtoffers wordt een derde minder bij tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Tweebladige turbines draaien echter over het algemeen sneller dan driebladige turbines. Dit betekent dat wanneer deze snelheid 1,5x groter is dan driebladige turbines de vermindering in het aantal aanvaringssslachtoffers in theorie weer kan worden opgeheven ($100\% * 0,66 \text{ (rotorbladen)} * 1,5 \text{ (snelheid)} = 100\%$). Echter, bij gelijkblijvende omstandigheden zal een tweebladige turbine naar schatting slechts ca. 1,33x sneller draaien dan een driebladige turbine. In de praktijk zal het aantal slachtoffers door tweebladige turbines daarom naar verwachting alsnog lager uitvallen dan driebladige turbines. Bovendien verloopt het verband tussen draaisnelheid en het aantal slachtoffers in het Band-model niet-lineair, wat erop neer komt dat een verhoging van de draaisnelheid in de meeste gevallen leidt tot een in verhouding minder sterke verhoging van het aantal aanvaringssslachtoffers. Slechts bij een bepaalde optimale draaisnelheid (welke is afhankelijk van de overige turbinespecificaties) zal een verhoging van de snelheid daadwerkelijk leiden tot een evenredige verhoging van het aantal slachtoffers. In tabel IV.1 is een voorbeeldberekening gedaan voor de aanvaringssslachtoffers in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver voor een lokale zeevogel (jan-van-gent), een kolonievogel (kleine mantelmeeuw uit kolonie van Duinen en Lage Land Texel) en een trekvogelsoortgroep (zangvogels). Let hierbij op dat de variabiliteit rondom de inputparameters in de berekeningen met de sCRM ook van invloed is op de verhouding tussen het aantal slachtoffers met tweebladige turbines ten opzichte van driebladige turbines. Zo zorgt deze variabiliteit voor slechts een klein verschil tussen twee- en driebladige in het berekende aantal aanvaringssslachtoffers onder kleine mantelmeeuwen uit de kolonie van Duinen en Lage Land Texel. Voor vleermuizen zijn er geen nieuwe berekeningen uitgevoerd, omdat hier het aantal slachtoffers niet met het Band-model is bepaald, en het Wozep programma (nog) niet heeft geleid tot meer nauwkeurige schattingen van het aantal vleermuissslachtoffers per turbine. Daarom zijn de slachtofferaantallen gebaseerd op een algemene schatting per turbine.



Tabel IV.1 Vergelijking tussen de aantallen slachtoffers die vallen bij drie- en tweebladige turbines in kavel I van windenergiegebied IJmuiden Ver bij twee alternatieven, voor representatieve soorten van lokale zeevogels, kolonievogels, en trekvogels, ervan uitgaande dat een tweebladige turbine 1,33x sneller draait dan een driebladige turbine.

Windturbine	Vogelsoort	Alternatief 1	Alternatief 2
		67 * 15 MW ø 236 m	50 * 20 MW ø 280 m
Driebladige	jan-van-gent	53	39
	kleine mantelmeeuw	0,360	0,339
	zangvogels	1.162	1.123
Tweebladige	jan-van-gent	44	33
	kleine mantelmeeuw	0,357	0,284
	zangvogels	804	778