

## BIJLAGE VII SOORTENBESCHERMING WET NATUURBESCHERMING KAVEL V

### 1 INLEIDING

In de Wet windenergie op zee (Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten Energieakkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot de Wet Natuurbescherming (Wnb) geschetst die moeten worden getoetst binnen een dergelijk kavelbesluit. De Wnb vervangt per 1 januari 2017 de Natuurbeschermingswet 1998 en de Flora- en faunawet.

De aparte status van Wwoz verandert niet met de introductie van de Wnb. Zo moet normaliter bij overtredingen van de verbodsbepalingen uit de Wnb ontheffing worden aangevraagd. In de Wwoz wordt hiervan afgeweken en vormen deze ontheffingen een integraal onderdeel van het kavelbesluit in de vorm van 'Vrijstellingen'.

In deze bijlage wordt vervolgens ingegaan op vogels in hoofdstuk 2, vleermuizen in hoofdstuk 3, zeezoogdieren in hoofdstuk 4, benthos in hoofdstuk 5, vissen in hoofdstuk 6 en deze bijlage sluit af met hoofdstuk 7 waarin cumulatie van effecten in relatie tot de Wnb centraal staat.

## 2 VOGELS

### 2.1 Inleiding

In windenergiegebied Hollandse Kust (noord) worden naar schatting jaarlijks 2.322 vogels slachtoffer van een aanvaring met een windturbine, uitgaande van een worst case alternatief van 95 \* 8 MW turbines met een rotordiameter van 164 m. Als gevolg van habitatverlies worden 178 slachtoffers verwacht (zie Tabel VII.1 en het MER). Het betreft vooral vogels op seizoenstrek, maar ook zeevogels die in (de omgeving van) de windparken kunnen foerageren of rusten.

De aantallen aanvaringslachtoffers onder zeevogels zijn berekend op basis van de vogeldichtheden zoals bepaald tijdens de ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen. Deze tellingen zijn jaarrond uitgevoerd over een zeer lange periode en in de nabijheid van windenergiegebied Hollandse Kust (noord). Deze dichtheden zijn gebruikt in modelberekeningen en daaruit volgt een gemodelleerd aantal slachtoffers per soort. N.B. Hieruit blijkt dat onder enkele soorten zeevogels, waarvoor het plangebied wel een regulier overwinteringsgebied vormt (zoals bijvoorbeeld noordse stormvogel en grote jager), de vlieghoogtes ten opzichte van de geplande windturbinegroottes zo laag zijn dat geen slachtoffers zijn te verwachten.

Daarnaast is een inschatting gemaakt van de aantallen slachtoffers van soorten die wel door het gebied heen trekken, maar waarvoor de tellingen in het gebied geen realistische inschatting van dichtheden opleveren. Deze soorten zijn samengenomen in soortgroepen en voor deze groepen is gebruikt gemaakt van een totale flux (op basis van radaronderzoek in OWEZ) en het procentuele voorkomen van deze soortgroepen binnen die algehele flux (op basis van visuele waarnemingen in OWEZ). Op deze manier is een inschatting per soortgroep te maken van hoeveel slachtoffers er binnen deze soortgroepen gaan vallen. Dit is echter een minimum schatting omdat geen informatie op soortgroepniveau beschikbaar is over nachtelijke fluxen (visuele waarnemingen kunnen namelijk alleen overdag gedaan worden).

Verder zijn deze slachtofferaantallen bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen. De nadere onderbouwing van de achterliggende berekeningen worden weergegeven in het Achtergronddocument bij het MER (Bijlage 4 in het MER).

Om in het kavelbesluit vrijstelling te verlenen voor deze sterfte van vogels (een overtreding van artikel 7 van de Wet windenergie op zee) wordt in deze bijlage een onderbouwing gegeven van welke soorten het hier betreft, hoe deze selectie heeft plaatsgevonden, en wat de gevolgen zijn van de sterfte op de gunstige staat van instandhouding van deze soorten. Voor achtergrondinformatie over het voorkomen en de verspreiding van vogels in het plangebied wordt verwezen naar het Achtergronddocument ten aanzien van Vogels (Bijlage 4 in het MER).

Tabel VII.1 Jaarlijkse maximale aantallen slachtoffers in windenergiegebied Hollandse Kust (noord). Aanvaringen zijn berekend met het Extended Band Model (Band 2012) met soortspecifieke avoidance-rates (Maclean et al. 2009). Sterfte door habitatverlies staat gelijk aan 10% (cf. Bradbury et al. 2014) van de verstoorde vogels (dichtheid \* oppervlak windpark). Voor de individuele soorten zijn de slachtofferaantallen bepaald op basis van dichtheden van zeevogels uit ESAS scheepstellingen en MWTL vliegtuigtellingen (Rijkswaterstaat 2015). Voor soortgroepen trekvogels (onderaan de tabel) zijn aantallen slachtoffers bepaald op basis van waarnemingen nabij OWEZ (Krijgsveld et al. 2011, Fijn et al. 2015). \*Aantal slachtoffers onder zangvogels is gebaseerd op maximale uitvoering van een 8 MW turbine (198 m rotordiameter en 124 m ashoogte) i.p.v. minimale uitvoering.

soort	sterfte door aanvaringen 95 * 8 MW ø 162 m	sterfte door habitatverlies	Som
noordse stormvogel	0	4	4
jan-van-gent	7	10	17
eider	0	0	0
zwarte zee-eend	0	1	1
grote jager	0	1	1
kleine jager	0	0	0
kokmeeuw	0	0	0
stormmeeuw	8	8	16
kleine mantelmeeuw	290	38	328
zilvermeeuw	51	19	70
grote mantelmeeuw	47	12	59
dwergmeeuw	9	14	23
drieteenmeeuw	4	10	14
grote stern	0	1	1
alk	0	5	5
zeekoet	0	55	55
ganzen en zwanen	48	n.v.t.	48
eenden	7	n.v.t.	7
reigers	9	n.v.t.	9
roofvogels en uilen	2	n.v.t.	2
steltlopers	6	n.v.t.	6
zangvogels	1.834*	n.v.t.	1.834*
<b>Totaal</b>	<b>2.322</b>	<b>178</b>	<b>2.500</b>

*Selectieprocedure*

De selectie van soorten waarvoor voorzienbare sterft niet is uitgesloten is gedaan volgens het nu volgende stappenplan.

**Stap 1:** Selectie van vogelsoorten die redelijkerwijs als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in Nederland verwacht mogen worden (stap voor het verwijderen van 'landelijke incidenten').

1a – Input Nederlandse avifauna (520 soorten, per 28 januari 2018).

1b – Selectie 220 soorten dwaalgasten die afgelopen 5 jaar gemiddeld  $\leq 10x$  / jaar in Nederland zijn waargenomen<sup>1</sup>, zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase. (Hieronder valt bijvoorbeeld wel de sneeuwuil, maar niet de oehoe, omdat laatstgenoemde soort in Nederland jaarlijks tot broeden komt).

1c – Selectie 26 zeldzame soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld  $< 100x$  / jaar in Nederland zijn waargenomen<sup>1</sup>, waarvan het voorkomen zeer verspreid is en zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase.

**Resultaat stap 1** is een landelijke groslijst van 274 soorten die talrijk genoeg zijn om redelijkerwijs ergens in Nederland, inclusief de Nederlandse Noordzee, slachtoffer te kunnen worden door aanvaringen of habitatverlies en lokaal meer dan incidenteel (soorten 1a minus soorten 1b en minus soorten 1c).

**Stap 2:** Selectie van vogelsoorten die redelijkerwijs als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in het plangebied verwacht mogen worden (stap voor het verwijderen van 'incidenten' in het plangebied).

2a – Input Landelijke groslijst met 274 soorten (resultaat stap 1).

2b – Selectie Soorten die afgelopen 5 jaar niet of nauwelijks (gemiddeld  $\leq 5$  ex/jaar) in het plangebied aanwezig waren, omdat:

- de soort geen sterke binding heeft met habitattypen(n) dat in het plangebied voorkomt (b.v. landvogels die niet of zelden boven zee aanwezig zijn), of;
- de soort landelijk (zeer) schaars en verspreid voorkomt en hooguit incidenteel in het plangebied.

Aantallen slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor soorten die in deze stap afvallen zijn zo klein (minder dan 1 ex. per 10 jaar) dat de sterfte niet te voorzien is en daarmee incidenteel is.

2c – Selectie Soorten die in kleine aantallen ( $< 100$  ex/jaar) in het plangebied voorkomen/passeren en waarvan het absolute aantal slachtoffers

<sup>1</sup> Het aantal waarnemingen van een soort in Nederland is beschouwd als een goede afspiegeling van het daadwerkelijk voorkomen. Dus soorten met weinig waarnemingen zijn daadwerkelijk zeldzaam.

- verwaarloosbaar is, omdat de aanvaringskans voor een individu van alle soorten vogels sowieso zeer klein is.
- Aantallen slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor soorten die in deze stap afvallen zijn zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.
- 2d – Selectie Soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied maar waarvan de kans op aanvaring zeer klein is, en ze ook niet slachtoffer worden door habitatverlies, omdat:
- het vogels betreft die niet op risicovolle hoogte rondvliegen, of:
  - het vogels betreft die weinig risicovolle vliegbewegingen ten aanzien van windparken op zee hebben.
  - ze maar in zeer lage dichtheden voorkomen.
- Aantallen aanvaringslachtoffers voor soorten die in deze stap afvallen zijn zeer klein (minder dan 1 ex per jaar), zodat op voorhand zeker is dat de sterfte niet te voorzien is en dus incidenteel is.

Resultaat stap 2 is een lijst van 143 soorten die jaarlijks als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in het plangebied verwacht kunnen worden. Voor deze soorten is voorzienbaar dat jaarlijks meer dan 1 individu slachtoffer wordt als gevolg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (soorten 2a minus soorten 2b en minus soorten 2c en minus soorten 2d).

**Stap 3:** Onderbouwing van selectie van vogelsoorten uit stap 2 die binding hebben met het plangebied.

- 3a – Input Selectie van vogelsoorten die jaarlijks als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in het plangebied verwacht kunnen worden.
- 3b – Selectie Soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied (n = 130). Het gaat om soorten die slechts twee keer per jaar tijdens de seizoenstrek het plangebied passeren. Vanwege de relatief grote aantallen die per soort passeren, overdag en 's nachts, is vooraf niet uit te sluiten dat jaarlijks één of meerdere exemplaren slachtoffer worden van een aanvaring met een windturbine in het windpark.
- De betrokken populaties van deze soorten zijn vaak (zeer) groot, zodat het aantal aanvaringslachtoffers ten opzichte van de 1%-mortaliteitsnorm klein is (zie tabel VII.3). De gunstige staat van instandhouding van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 106 windparken op zee in de Zuidelijke Noordzee tot 2020 wordt beschouwd.
- 3c – Selectie Soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied en waarvan op jaarbasis één of meerdere slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor het windpark voorzien worden (n = 13). Voor deze soorten is het mogelijke effect van de voorziene sterfte op de gunstige staat van instandhouding in meer detail onderbouwd.

Resultaat stap 3 is een lijst van 143 soorten waarvan niet kan worden uitgesloten dat er jaarlijks in het plangebied één of meer slachtoffers door aanvaringen door habitatverlies vallen, ingedeeld in vogels op seizoenstrek (130 soorten) en lokaal verblijvende vogels in de trektijd of in de winter (13 soorten) (Tabel VII.2).

Tabel VII.2 Vogelsoorten waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Selectie van soorten heeft plaatsgevonden middels de hiervoor beschreven selectiemethodiek.

<b>3b soorten</b>			
kleine zwaan	smelleken	velduil	roodborst
kleine rietgans	boomvalk	gierzwaluw	nachtegaal
grauwe gans	slechtvalk	kauw	blauwborst
kolgans	waterral	roek	zwarte roodstaart
grote Canadese gans	waterhoen	goudhaan	gekraagde roodstaart
brandgans	meerkoet	zwarte mees	paapje
rotgans	scholekster	boomleeuwerik	roodborsttapuit
bergeend	kluut	veldleeuwerik	tapuit
tafeleend	bontbekplevier	strandleeuwerik	bonte vliegenvanger
kuifeend	goudplevier	oeverzwaluw	heggenmus
topper	zilverplevier	boerenzwaluw	ringmus
krakeend	kievit	huiszwaluw	gele kwikstaart
smient	kanoet	tjiftjaf	noordse kwikstaart
slobeend	drieteenstrandloper	fitis	grote gele kwikstaart
wilde eend	bonte strandloper	grasmus	witte kwikstaart
pijlstaart	watersnip	tuinfluit	rouwkwikstaart
zomertaling	houtsnip	zwartkop	boompieper
wintertaling	grutto	sprinkhaanzanger	graspieper
eider	rosse grutto	snor	oeverpieper
kleine jager	regenwulp	spotvogel	vink
kwartel	wulp	kleine karekiet	keep
blauwe reiger	oeverloper	rietzanger	groenling
lepelaar	zwarte ruiter	pestvogel	putter
dodaars	groenpootruiter	winterkoning	sijs
fuut	tureluur	spreeuw	kneu
roodhalsfuut	steenloper	beflijster	grote barmsijs
kuifduiker	kokmeeuw	merel	kruisbek
geoorde fuut	dwergstern	kramsvogel	goudvink
bruine kiekendief	zwarte stern	zanglijster	appelvink
blauwe kiekendief	noordse stern	koperwiek	sneeuwgorst
sperwer	visdief	grote lijster	ijsgorst
visarend	koekoek	grauwe vliegenvanger	rietgorst
torenvalk	ransuil		
<b>3c soorten</b>			

noordse stormvogel	dwergmeeuw	zilvermeeuw	grote stern
jan-van-gent	drieteenmeeuw	kleine mantelmeeuw	alk
zwarte zee-eend	stormmeeuw	grote mantelmeeuw	zeekoet
grote jager			

## 2.2 Mitigerende maatregelen

Om het aantal vogelslachtoffers te verminderen kan een aantal maatregelen getroffen worden. In het MER is een aantal maatregelen benoemd (Tabel VII.3).

Tabel VII.3 Mitigatiemaatregelen om slachtoffers te verminderen onder vogels en vleermuizen zoals geïnventariseerd in het MER.

maatregel	toelichting	haalbaarheid en/of effectiviteit	maatregel selecteren	
<i>Aanlegfase en verwijderingsfase</i>				
1	Bouw in de periode juni t/m september	In deze periode zijn de meest verstoringgevoelige vogelsoorten niet in het plangebied aanwezig	In deze periode zijn op zee relatief gunstige weersomstandigheden voor constructie. Het windpark omvat echter de bouw van minimaal 76 turbines. Niet bekend of constructiewerk binnen deze periode past.	Mogelijk
2	's Nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is. Effecten van geluid op vogels zijn onbekend, waardoor nut en noodzaak van deze maatregel ongewis is.	Nee
3	Inzet van geluiddempende systemen tijdens het heien	Verstoring door geluid wordt beperkt		Nee
<i>Operationele fase</i>				
4	Zo klein mogelijk aantal en grotere turbines	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	Verwachte ontwikkeling in toekomst. Mogelijk duurdere constructie van grotere turbines, maar kostenreductie bij onderhoud.	Ja
5	Tweebladige turbines in plaats van driebladige turbines	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	Weinig concurrentie binnen deze categorie (slechts enkele fabrikanten) maakt voorschrijven van deze turbines niet mogelijk.	Nee
6	introduceren van 'doorvliegcorridors' binnen het windpark	Het is onbekend wat de minimale breedte en 'richting' van een 'corridor' zou moeten zijn.	Tussen en in de kavels ontstaan al corridors ten gevolge van de aanwezigheid van kabels en leidingen.	Wordt al in voorzien (inherent aan ligging kabels en leidingen in gebied) Ja
7	zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) windpark	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder verstoring	Verkleinen park met behoud vermogen leidt tot meer windafvang.	Ja
8	Verhogen detectiekans turbines (bladen) door reflectors en lasers, maar ook akoestische waarschuwingssignalen	Aannemelijk, (nog) niet ondersteund door empirisch onderzoek, dat vergroten detectiekans turbines leidt tot vermindering van aantal aanvaringsslachtoffers. Dit is vogelsoort-specifiek. (May et al. 2015).	Niet bekend op welke manier dit toegepast kan worden voor welke soorten en wat de neveneffecten zijn (toename verstoring). Effectiviteit onbekend.	Nee
9	Onderhoudswerkzaamheden later in de zomer uitvoeren.	Hoogste aantal aanvaringsslachtoffers onder vogels valt in het voorjaar/ vroege zomer.	In deze periode zijn op zee relatief gunstige weersomstandigheden voor onderhoud.	Nee
10	's Nachts aan boord van schepen minimale verlichting	Werkt minder verstorend en vogel-aantrekkelijk;	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor	Nee

	voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	mate van mitigatie niet bekend	nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is.	
11	Stilstandvoorziening tijdens piekmomenten van vogeltrek op rotorhoogte	Op momenten dat er veel vogels langskomen op rotorhoogte (gedetecteerd door visuele waarnemers, radar of camera's) worden automatisch turbines uitgeschakeld om aanvaringen te verminderen. Deze techniek staat echter nog in de kinderschoenen en wordt vooralsnog uitsluitend in testprojecten toegepast.	Haalbaarheid in de praktijk (nog) niet goed bekend, maar in bestaande vergunningen al wel opgenomen.	Ja
<i>Vleermuizen</i>				
12	opstartsnelheid (de laagste windsnelheid waarbij de rotors van een turbine beginnen te draaien) verhogen in relevant seizoen en tijdstip van de dag.	De hoogste vleermuisactiviteit wordt tijdens rustige, windomstandigheden gemeten. Stilstand bij lage windsnelheid in relevant seizoen/tijdstip voorkomt aanvaringen van trekkende vleermuizen.	Het is (op land) aangetoond dat deze veranderingen de vleermuissterfte met 44 - 93% kunnen verminderen (Baerwald <i>et al.</i> 2009). Balans tussen daling energieopbrengst en voorkomen aantal slachtoffers moet afgewogen worden.	Ja

Maatregelen 4, 7, 11 en 12 kunnen ertoe leiden dat het aantal slachtoffers van vogels en vleermuizen lager wordt. Van maatregel 11 is op dit moment geen kwantitatieve reductie te bepalen (Krijgsveld *et al.* 2015). De vier maatregelen worden overwogen in het besluitvormingsproces. Vaststelling is afhankelijk van de uitkomsten van een afweging van effectiviteit (verminderen slachtoffers) en haalbaarheid (afname energieopbrengst en toename kosten).

Wat betreft maatregel 7 is er voor gekozen om kavel V te verkleinen met 43 km<sup>2</sup> tot 88 km<sup>2</sup>, vanwege primair zichtbaarheid van het windpark en visserij. In hoofdstuk 12 van het MER is aangegeven dat een kleiner kavel leidt tot gelijke danwel lagere sterfte voor vogels. Dit vanwege het feit dat het aantal turbines en de afmetingen van turbines niet wijzigt, alleen het oppervlak waarop ze geplaatst worden wordt kleiner en daarmee wordt het habitatverlies minder.

In het vervolg van deze bijlage (onderdeel vogels) wordt daarom uitgegaan van de slachtofferaantallen zonder mitigatie en een verkleining van het kavel (leidt tot vaststelling maximale aantallen).

### 2.3 Methode beoordeling sterfte t.o.v. Gunstige Staat van Instandhouding

In VII.2.5 en VII.2.6 wordt onderbouwd of voor de 143 soorten die in theorie jaarlijks slachtoffer in het plangebied kunnen worden, door aanvaringen of habitatverlies, de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soort door de voorspelde sterfte in het geding kan komen.

Ter beoordeling van het effect van het aantal slachtoffers op de GSI van de populatie van een soort, is 1% van de gemiddelde jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie (1%-mortaliteitsnorm, ORNIS Committee) toegepast als een eerste 'grove zeef' (Steunpunt Natura



2000, 2009). Wanneer de sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde sterfte de 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt dient nader beoordeeld te worden of er sprake kan zijn van een effect op de GSI van de populatie.

Het effect van de additionele sterfte (oftewel de *extra* sterfte als gevolg van het project bovenop de natuurlijke sterfte) op de GSI van vogelsoorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en die voornamelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden, is getoetst aan de flyway-populatie van deze soorten<sup>2</sup>. Voor informatie over de omvang van de voor Nederland belangrijke flyway-populaties van watervogels is gebruik gemaakt van 'Waterbird population estimates' (Wetlands International 2018; WPE5). Voor een inschatting van de omvang van de voor Nederland relevante flyway-populaties van roofvogels, zangvogels en enkele zeevogels is gebruik gemaakt van de informatie uit 'Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status' (Birdlife International 2004).

De sterfte van soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied, of die (ook) buiten de seizoenstrek frequent door het plangebied vliegen, is getoetst aan de populatie in de Nederlandse EEZ, waarvoor recente populatieschattingen beschikbaar zijn (Poot *et al.* 2013<sup>3</sup>). Voor de zilvermeeuw en de zwarte zee-eend zijn geen (geschikte) populatieschattingen voor de Nederlandse EEZ beschikbaar in Poot *et al.* (2013). Voor deze soorten is daarom gewerkt met de ondergrens van de in 2009-2014 maximaal in Nederland overwinterende en/of doortrekkende populatie (Netwerk Ecologische Monitoring; [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)).

De soort-specifieke jaarlijkse natuurlijke sterfte (%) is afgeleid van de BTO BirdFacts. Dit sterftepercentage is nodig om de sterfte veroorzaakt door het windpark te kunnen relateren aan de natuurlijke sterfte. Voor de soorten waarvan de jaarlijkse sterfte niet bekend is, is de natuurlijke sterfte van een ecologisch nauw verwante soort in de berekening toegepast. In de berekeningen is gewerkt met de jaarlijkse sterfte van volwassen vogels. Aangezien deze lager ligt dan de sterfte van onvolwassen vogels is dit een conservatief uitgangspunt waardoor er sprake is van een *worst case* scenario (er is dus gerekend met een relatief lage 1%-mortaliteitsnorm).

## 2.4 Beoordeling sterfte van stap 3b soorten (geen binding met het plangebied)

De overgrote meerderheid (130) van de 143 soorten waarvoor niet uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meer individuen slachtoffer zullen worden in windenergiegebied Hollandse Kust

<sup>2</sup> Een groot deel van deze vogels betreft kustvogels. Rijkswaterstaat adviseert om de sterfte van deze kustvogels te toetsen aan de populaties van de Zuidelijke Noordzee (M. Platteeuw). Deze populatie is voor de meeste soorten echter niet duidelijk afgebakend en over het algemeen is geen schatting van de populatiegrootte beschikbaar. Omdat de sterfte van deze soorten effect heeft op de gehele populatie waaruit de vogels op seizoenstrek afkomstig zijn, is de voorspelde additionele sterfte dan ook aan deze gehele flyway-populatie getoetst.

<sup>3</sup> Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horsen 2013. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten Distance sampling en Distance analysis vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan Wind op Zee. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.

(noord), betreft soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en daardoor hoofdzakelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden.

De sterfte van deze soorten is getoetst aan de relevante flyway-populaties (Tabel VII.4). Deze populaties zijn over het algemeen (zeer) groot zodat op voorhand met zekerheid gesteld kan worden dat de voorziene sterfte lager zal zijn dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte (1%-mortaliteitsnorm) (tabel VII.4). Voor een aantal soorten (bijvoorbeeld kleine zwaan, kuifduiker of visarend) is de betrokken populatie relatief klein van omvang, waardoor ook de 1%-mortaliteitsnorm relatief laag is. De sterfte in een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) zal ook voor deze soorten niet hoger zijn dan de 1%-mortaliteitsnorm doordat het aantal vogels in het windenergiegebied beperkt is (en dus in absolute zin weinig vogels in aanvaring kunnen komen met de windturbines), en/of doordat de aanvaringskans van de betreffende soorten als gevolg van soortspecifiek vlieggedrag laag is (bijvoorbeeld als gevolg van een lage vlieghoogte). Dit betekent dat ook voor deze soorten een effect op de gunstige staat van instandhouding als gevolg van de realisatie van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) met zekerheid uitgesloten kan worden. Voor deze soorten is het uitvoeren van een cumulatiestudie van groot belang, zodat wordt vastgesteld of de uitrol van alle (huidige) plannen voor windparken op zee een effect kan op de gunstige staat van instandhouding van de betrokken populaties (zie ook §6.1.3 in het Achtergronddocument bij het MER en hoofdstuk 7 in deze bijlage).

*Tabel VII.4 Populatiegroottes (incl. bron, zie toelichting), jaarlijkse adulten sterfte (incl. bron) en 1%-criterium van vogelsoorten die geen binding met plangebied hebben en waarvan niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meerdere individu(en) slachtoffer zal(zullen) worden van een aanvaring met een windturbine in windenergiegebied Hollandse Kust (noord). Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau, zie tabel VII.1*

soort	populatie-grootte	bron <sup>1</sup>	adult sterfte	bron <sup>2</sup>	1%-mortaliteitsnorm
kleine zwaan	18000	3	0,178	BTO	32
kleine rietgans	63000	4	0,171	BTO	108
grauwe gans	610000	4	0,17	BTO	1037
kolgans	1200000	4	0,276	BTO	3312
grote Canadese gans	174500	2	0,276	BTO	449
brandgans	770000	4	0,09	BTO	693
rotgans	200000	4	0,1	BTO	200
bergeend	300000	4	0,114	BTO	342
tafeleend	300000	4	0,35	BTO	1050
kuifeend	1200000	4	0,29	BTO	3480
topper	310000	4	0,52	BTO	1612
krakeend	60000	4	0,28	BTO	168
smient	1500000	4	0,47	BTO	7050
slobeend	40000	4	0,42	BTO	168
wilde eend	4500000	4	0,373	BTO	16785
pijstaart	60000	4	0,337	BTO	202
zomertaling	2000000	4	0,47	wintertaling	9400

wintertaling	500000	4	0,47	BTO	2350
eider	976000	4	0,18	BTO	1757
kleine jager	50000	1	0,11	BTO	55
kwartel	1000000	1	0,71	BTO	7100
blauwe reiger	263000	4	0,268	BTO	705
lepelaar	11300	4	0,268	blauwe reiger	30
dodaars	300000	4	0,2	roodhalsfuut	600
fuut	290000	4	0,2	roodhalsfuut	580
roodhalsfuut	42000	4	0,2	BTO	84
kuifduiker	4600	4	0,2	roodhalsfuut	9
geoorde fuut	159000	4	0,2	roodhalsfuut	318
bruine kiekendief	100000	1	0,26	BTO	260
blauwe kiekendief	50000	1	0,19	BTO	95
sperwer	500000	1	0,31	BTO	1550
visarend	10000	1	0,15	BTO	15
torenvalk	100000	1	0,31	BTO	310
smelleken	50000	1	0,38	BTO	190
boomvalk	100000	1	0,255	BTO	255
slechtvalk	10000	1	0,2	BTO	20
waterral	100000	4	0,299	meerkoet	299
waterhoen	2700000	4	0,377	BTO	10179
meerkoet	1750000	4	0,299	BTO	5233
scholekster	820000	4	0,12	BTO	984
kluut	146000	4	0,22	BTO	321
bontbekplevier	73000	4	0,228	BTO	166
goudplevier	280000	4	0,27	BTO	756

soort	populatie-grootte	bron <sup>1</sup>	adult sterfte	bron <sup>2</sup>	1%-mortaliteits norm
zilverplevier	250000	4	0,14	BTO	350
kievit	5500000	4	0,295	BTO	16225
kanoet	400000	4	0,159	BTO	636
drieteenstrandloper	120000	4	0,17	BTO	204
bonte strandloper	1330000	4	0,26	BTO	3458
watersnip	2500000	4	0,519	BTO	12975
houtsnip	10000000	4	0,39	BTO	39000
grutto	160000	4	0,06	BTO	96
rosse grutto	120000	4	0,285	BTO	342
regenwulp	190000	4	0,11	BTO	209
wulp	700000	4	0,264	BTO	1848
oeverloper	1500000	4	0,156	BTO	2340
zwarte ruitter	60000	4	0,464	bosruiter	278
groenpootruiter	190000	4	0,464	bosruiter	882

tureluur	400000	4	0,26	BTO	1040
steenloper	45000	4	0,14	BTO	63
kokmeeuw	3700000	4	0,10	BTO	3700
dwergstern	33000	4	0,101	BTO	33
zwarte stern	500000	4	0,102	grote stern	510
noordse stern	2500000	4	0,1	BTO	2500
visdief	320000	4	0,1	BTO	320
koekoek	1000000	1	0,5	zomertortel	5000
ransuil	100000	1	0,31	BTO	310
velduil	100000	1	0,31	ransuil	310
gierzwaluw	1000000	1	0,192	BTO	1920
kauw	1000000	1	0,306	BTO	3060
roek	1000000	1	0,21	BTO	2100
goudhaan	1000000	1	0,851	BTO	8510
zwarte mees	1000000	1	0,57	BTO	5700
boomleeuwerik	500000	1	0,4	BTO	2000
veldleeuwerik	1000000	1	0,487	BTO	4870
strandleeuwerik	100000	1	0,487	veldleeuwerik	487
oeverzwaluw	1000000	1	0,7	BTO	7000
boerenzwaluw	1000000	1	0,626	BTO	6260
huiszwaluw	1000000	1	0,59	BTO	5900
tjiftjaf	1000000	1	0,694	BTO	6940
fitis	1000000	1	0,681	BTO	6810
grasmus	1000000	1	0,609	BTO	6090
tuinfluiter	1000000	1	0,5	BTO	5000
zwartkop	1000000	1	0,564	BTO	5640
sprinkhaanzanger	1000000	1	0,776	rietzanger	7760
snor	100000	1	0,776	rietzanger	776
spotvogel	1000000	1	0,5	BTO	5000
kleine karekiet	1000000	1	0,44	BTO	4400
rietzanger	1000000	1	0,776	BTO	7760
pestvogel	100000	1	0,57	koperwiek	570

soort	populatie-grootte	bron <sup>1</sup>	adult sterfte	bron <sup>2</sup>	1%-mortaliteits norm
winterkoning	1000000	1	0,681	BTO	6810
spreeuw	1000000	1	0,313	BTO	3130
beflijster	100000	1	0,58	BTO	580
merel	1000000	1	0,35	BTO	3500
kramsvogel	1000000	1	0,59	BTO	5900
zanglijster	1000000	1	0,437	BTO	4370
koperwiek	1000000	1	0,57	BTO	5700
grote lijster	1000000	1	0,379	BTO	3790
grauwe vliegenvanger	1000000	1	0,507	BTO	5070

roodborst	1000000	1	0,581	BTO	5810
nachtegaal	1000000	1	0,537	BTO	5370
blauwborst	1000000	1	0,537	nachtegaal	5370
zwarte roodstaart	1000000	1	0,62	gekraagde roodstaart	6200
gekraagde roodstaart	1000000	1	0,62	BTO	6200
paapje	1000000	1	0,53	BTO	5300
roodborstapuit	1000000	1	0,54	Tapuit	5400
tapuit	1000000	1	0,54	BTO	5400
bonte vliegenvanger	1000000	1	0,53	BTO	5300
heggenmus	1000000	1	0,527	BTO	5270
ringmus	1000000	1	0,567	BTO	5670
gele kwikstaart	1000000	1	0,467	BTO	4670
noordse kwikstaart	500000	1	0,467	gele kwikstaart	2335
grote gele kwikstaart	100000	1	0,467	gele kwikstaart	467
witte kwikstaart	1000000	1	0,515	rouwkwikstaart	5150
rouwkwikstaart	500000	1	0,515	BTO	2575
boompieper	1000000	1	0,58	BTO	5800
graspieper	1000000	1	0,457	BTO	4570
oeverpieper	100000	1	0,457	graspieper	457
vink	1000000	1	0,411	BTO	4110
keep	1000000	1	0,411	vink	4110
groenling	1000000	1	0,557	BTO	5570
putter	1000000	1	0,629	BTO	6290
sijs	1000000	1	0,539	BTO	5390
kneu	1000000	1	0,629	BTO	6290
grote barsijs	1000000	1	0,575	kleine barsijs	5750
kruisbek	1000000	1	0,537	BTO	5370
goudvink	1000000	1	0,581	BTO	5810
appelvink	1000000	1	0,581	goudvink	5810
sneeuwgors	100000	1	0,37	BTO	370
ijsgors	1000000	1	0,37	sneeuwgors	3700
rietgors	1000000	1	0,458	BTO	4580

#### <sup>1</sup> Broncode voor populatiegrootte

1. BirdLife International 2004
2. BTO & SOVON 2018. Voor de grote Canadese gans is geen populatieschatting voor de flyway populatie van noordwest-Europa beschikbaar. Voor deze soort is de minimale grootte van de flyway populatie ingeschat door te werken met de broedpopulatie van Nederland en Engeland vermenigvuldigd met 2,5 (BTO BirdFacts <http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>, Sovon Vogelonderzoek Nederland [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)).
3. Beekman *et al.* 2015
4. Wetlands International 2018; WPE5. NB: Van de kanoet en de steenloper trekken twee flyway-populaties over/langs de Zuidelijke Noordzee. Voor beide soorten is bij wijze van *worst case scenario* slechts één van de twee populaties (de kleinste) in de effectbeoordeling opgenomen.

#### <sup>2</sup> Broncode voor adult sterfte

De soortspecifieke jaarlijkse natuurlijke sterfte (%) is afgeleid van de BTO BirdFacts (<http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>). Echter voor sommige soorten is de jaarlijkse natuurlijke sterfte onbekend. Voor deze soorten is gezocht naar ecologisch nauw verwante soorten waarvan deze gegevens wel bekend zijn (bv. kuifduiker is onbekend, roodhalsfuut is wel bekend).

## 2.5 Beoordeling sterfte van stap 3c soorten (binding met het plangebied)

De overige 13 van de 143 soorten passeren het plangebied niet alleen op seizoenstrek, maar kunnen (in een bepaalde periode van het jaar) ook in (de omgeving van) het plangebied foerageren of rusten. Voor deze soorten is hieronder het mogelijke effect van de voorzienbare sterfte in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) op de GSI nader onderbouwd (Tabel VII.5).

Wanneer de additionele sterfte getoetst wordt aan de grootte van de voor Nederland relevante populatie in de Nederlandse EEZ, is de maximale sterfte van kleine mantelmeeuwen en grote mantelmeeuw hoger dan de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel VII.5). Daarnaast bedraagt de maximale voorspelde sterfte van de dwergmeeuw precies 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte en is daarmee gelijk aan de 1%-mortaliteitsnorm. Voor de overige soorten is de voorspelde sterfte (veel) lager dan de 1%-mortaliteitsnorm en kan een effect op de GSI op voorhand met zekerheid uitgesloten worden.

Een effect op de GSI kan voor noordse stormvogel, jan-van-gent, zwarte zee-eend, grote jager, stormmeeuw, zilvermeeuw, drieteenmeeuw, grote stern, alk en zeekoet op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. Voor de kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw is nader onderzocht of de voorspelde additionele sterfte effect heeft op de GSI van de betreffende populaties.

*Tabel VII.5 Overzicht van de populatiegroottes en 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte van soorten in stap 3c voor windenergiegebied Hollandse Kust (noord) aan de GSI is getoetst. Het voorspelde aantal aanvaringsslachtoffers en slachtoffers als gevolg van habitatverlies komt uit Hoofdstuk 4 van het achtergronddocument bij het MER.*

soort	populatie-grootte <sup>1</sup>	1%-mortaliteitsnorm	voorspeld # slachtoffers aanvaringen	voorspeld # slachtoffers habitatverlies	sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
noordse stormvogel	99.158	28	0	4	0,1
jan-van-gent	27.213	22	7	10	0,8
zwarte zee-eend	12.000 <sup>2</sup>	26	0	1	<0,1
grote jager	5.460	6	0	1	0,2
stormmeeuw	30.399	43	8	8	0,4
kleine mantelmeeuw	108.626	95	290	38	3,5
zilvermeeuw	110.000 <sup>2</sup>	132	51	19	0,5
grote mantelmeeuw	34.944	30	47	12	1,9
dwergmeeuw	22.577	23	9	14	1,0

drieteenmeeuw	137.200	81	4	10	0,2
grote stern	39.270	40	0	1	<0,1
alk	76.926	77	0	5	<0,1
zeekoet	917.063	495	0	55	0,1

Binnen het toetsingskader (zie het Achtergronddocument bij het MER, bijlage 4) is afgesproken dat indien het 1%-ORNIS criterium wordt overschreden er gekeken wordt naar de *Potential Biological Removal (PBR)* van de betreffende populatie om de effecten nader te onderzoeken.

#### *Beschouwing in het kader van Potential Biological Removal*

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

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

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

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

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

Wanneer voldoende demografische informatie voorhanden is kan  $\lambda_{max}$  geschat worden met behulp van matrixmodellen. Wanneer weinig demografische informatie beschikbaar is kan een schatting van  $\lambda_{max}$  gemaakt worden met behulp van de *demographic invariant method (DIM)*, ontwikkeld door Niel & Lebreton (2005). Hiervoor is alleen de overleving van volwassen vogels

(s) en de leeftijd waarop de vogels voor het eerst broeden ( $\alpha$ ) nodig. Een schatting van  $\lambda_{\max}$  kan dan verkregen worden door de volgende formule in te vullen:

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

Voor de populaties van de kleine mantelmeeuwen, grote mantelmeeuwen en dwergmeeuwen in de Nederlandse EEZ is de groeisnelheid ( $\lambda_{\max}$ ) ingeschat middels de hiervoor beschreven methode (Niel & Lebreton 2005). De *worst case* schatting van de PBR wordt verkregen door een hoge sterfte van volwassen vogels (s) en ook een hoge leeftijd waarop vogels voor het eerst broeden ( $\alpha$ ) aan te nemen. Voor de kleine mantelmeeuw is uitgegaan van de bovengrens van de door de BTO weergegevens overleving van adulte vogels en is tevens de door de BTO weergegeven leeftijd waarop de vogels voor het eerst broeden gehanteerd ([www.bto.org](http://www.bto.org); BirdFacts). Voor de adulte overleving van de grote mantelmeeuw en de dwergmeeuw zijn gegevens gebruikt uit Garthe & Hüppop (2004). Voor de grote mantelmeeuw is uitgegaan van de leeftijd waarop ze voor het eerste broeden zoals aangegeven door de BTO (BirdFacts). Voor de dwergmeeuw zijn geen soort specifieke gegevens beschikbaar van de leeftijd waarop de vogels voor het eerst broeden, daarom is gebruik gemaakt van de gegevens die de BTO voor de kokmeeuw geeft.

Wade (1998) suggereerde om voor  $N_{\min}$  de ondergrens van een 60% betrouwbaarheidsinterval te hanteren. Voor vogels zijn echter zelden populatieschattingen beschikbaar, waarvan tevens de variatie bekend is (Watts 2010). In dit geval hebben we dan ook de ondergrens van de beschikbare populatieschattingen voor de Nederlandse EEZ uit Poot et al. (2013) gehanteerd (tabel VII.6).

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

**Tabel VII.6** *Berekening van de PBR voor kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw in de Nederlandse EEZ. s = overleving van volwassen vogels,  $\alpha$  = leeftijd waarop voor het eerst wordt gebroed,  $R_{\max}$  = maximale jaarlijkse reproductie (berekend volgens vergelijking 3),  $\lambda_{\max}$  = maximale jaarlijkse groeisnelheid,  $N_{\min}$  = een conservatieve schatting van de populatiegrootte in de Nederlandse EEZ,  $rf$  = keuze voor management factor, PBR = Potential Biological Removal berekend op basis van gepresenteerde parameterwaarden.*



soort	s	$\alpha$	$\lambda_{\max}$	$R_{\max}$	$N_{\min}$	rf	PBR
kleine mantelmeeuw	0,925	4	1,11	0,11	108.626	0,5	3.032
grote mantelmeeuw	0,930	4	1,11	0,11	30.030	0,1	163
dwergmeeuw	0,800	2	1,27	0,27	22.155	0,1	299

Voor kleine mantelmeeuw geldt dat de maximale voorspelde sterfte in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (328 vogels; zie tabel VII.1) ruim lager ligt dan de berekende PBR voor de populatie in de Nederlandse EEZ. Hetzelfde geldt voor de grote mantelmeeuw (maximale sterfte van 59 vogels) en de dwergmeeuw (maximale voorspelde sterfte van 23 vogels). Daarbij moet wel rekening gehouden worden met het feit dat niet alleen de in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) optredende additionele sterfte vergeleken moet worden met de PBR, maar alle door mensen veroorzaakte additionele sterfte van vogels uit de betreffende populaties, dus ook (niet-natuurlijke) sterfte die elders in de Nederlandse EEZ optreedt, zoals bijvoorbeeld in andere windparken op zee.

## 2.6 Conclusie

Voor de **kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw** bedraagt de voorspelde sterfte ten gevolge van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) maximaal respectievelijk 3,5%, 1,9% dan wel 1,0% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ. De voorspelde sterfte ligt echter ruim onder de PBR en de populaties van deze soorten zouden dus een dergelijke additionele sterfte moeten kunnen dragen.

Op basis hiervan kan voor kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en dwergmeeuw met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) zal leiden tot effecten op de GSI van de betrokken populaties.

### 3 VLEERMUIZEN

Uit het MER blijkt dat de voorzienbare sterfte in een windpark in een kavel in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) voor de ruige dwergvleermuis maximaal 91 slachtoffers per jaar bedraagt, voor de rosse vleermuis maximaal 2 slachtoffers per jaar, en voor de tweekleurige vleermuis maximaal 1 slachtoffer per jaar. Er zullen geen gewone dwergvleermuizen jaarlijks als slachtoffer vallen. Deze slachtofferaantallen zijn bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen.

Een kwantitatieve beoordeling van het effect van deze aantallen slachtoffers op de gunstige staat van instandhouding is hier nog niet gedaan, in lijn met het advies van de Commissie MER op de Notitie Reikwijdte en Detailniveau voor de windparken in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Een dergelijke analyse is ook lastig te doen door de onzekerheid van de herkomst en grootte van de betrokken populaties.

## 4 ZEEZOOGDIEREN

### 4.1 Inleiding

Tijdens de constructie van kavel V van het windenergiegebied Hollandse Kust (noord) treedt verstoring van gewone zeehonden, grijze zeehonden en bruinvissen op.

#### *Verstoring*

Uit de in het MER (hoofdstuk 7) opgenomen resultaten van berekeningen blijkt dat de verstoring, veroorzaakt door het heien ten behoeve van de constructie van de fundaties, met name bij bruinvissen via een verminderde kans op reproductie tot effecten op de populatie kan leiden. Vrijstelling op basis van artikel 7 van de Wet windenergie op zee kan alleen worden verleend als geen afbreuk wordt gedaan aan de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soorten.

#### *Mitigerende maatregelen*

In paragraaf 4.3 worden mogelijke mitigerende maatregelen behandeld en wordt ingegaan op de gevolgen van het toepassen van deze maatregelen.

#### *Kleiner kavel V*

Naast deze mitigerende maatregelen is er voor gekozen om kavel V te verkleinen met 43 km<sup>2</sup> tot 88 km<sup>2</sup>, primair vanwege de positieve effecten hiervan op zichtbaarheid en visserij van het kleinere windpark. In hoofdstuk 12 van het MER is aangegeven dat een kleiner kavel leidt tot gelijke, dan wel minder negatieve effecten op onderwaterleven. De hier gepresenteerde kwantitatieve effecten zijn derhalve als worst-case te bezien, aangezien een kleiner kavel wordt uitgegeven dan hier is onderzocht.

### 4.2 Bruinvissen en zeezoogdieren

#### 4.2.1 Bruinvissen

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de GSI van de bruinvispopulatie op het NCP, is de door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare populatieafname van **255** dieren per aan te leggen kavel uit het SER-akkoord als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde afname onder deze norm blijft, kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde afname deze waarde overschrijdt, kan niet worden uitgesloten dat de GSI in het geding is. Aangezien kavel V een maximaal opgesteld vermogen van 760 MW heeft, ten opzichte van de 380 MW van de reguliere kavels, is hier sprake van een drempelwaarde van 510 dieren.

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel V van windenergiegebied Hollandse Kust (noord) opgenomen in tabel VII.7. Hieruit blijkt dat de effecten op de GSI in bijna alle gevallen niet zijn uit te sluiten.

De conclusie is dat constructie alleen mogelijk is als mitigerende maatregelen worden genomen, zodat het geluid zich minder ver verspreidt; hierdoor neemt het oppervlak binnen de verstoringscontour (sterk) af.

**Tabel VII.7 Toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel V van windenergiegebied Hollandse Kust (noord) in verschillende seizoenen. Donkergroen: gunstige staat van instandhouding niet in het geding; Rood: effecten op de gunstige staat van instandhouding niet uit te sluiten.**

	jan – mei		jun – aug		sep - dec	
	min	max	min	max	min	max
Alternatief 1	1.143	2.072	633	1.148	387	703
Alternatief 2	1.592	2.978	882	1.650	540	1.010

#### 4.2.2 Zeehonden

Net als voor bruinvissen zijn voor zeehonden in eerste instantie berekeningen uitgevoerd voor een situatie waarin zonder geluidsbeperkende maatregelen wordt geheid. De resultaten van de berekening van de effecten van niet-gemitigeerd heigeluid op zeehonden bij het heien van funderingen van windturbines in het windenergiegebied Hollandse Kust (noord) voor twee alternatieve opstellingen zijn opgenomen in Tabellen VII.8 en VII.9. De aantallen zijn afgezet tegen de totale Nederlandse populatie van 12.416 dieren (Aarts e.a. 2016). Maximaal gaat het om 135 zeehonden die het beïnvloedingsgebied tijdens het heien van een fundering zullen mijden (alternatief 1) of om 272 zeehonden (alternatief 2). Ten opzichte van de totale Nederlandse populatie van gewone zeehonden gaat het respectievelijk om 1% (alternatief 1) of om 2% (alternatief 2) van de populatie die in de periodes dat wordt geheid in het door heigeluid beïnvloede gebied kan worden verstoord. De effecten zijn het kleinst in de periode mei – juli als de zeehonden voor hun foerageertochten minder ver de zee op gaan (Aarts e.a. 2016). Het aantal te heien funderingen in aanmerking genomen, is het effect van de constructie van alternatief 1 kleiner dan dat van alternatief 2. Dit is af te lezen aan het aantal dierverstoringsdagen van de twee alternatieven, dat 48 – 61% groter is door de constructie van alternatief 2.

In Tabel VII.8 en VII.9 is ook een bandbreedte gegeven van het totale aantal, mogelijk verstoorde zeehonden nadat alle funderingen van alternatief 1 en alternatief 2 zijn geheid. Voor de ondergrens is van volledige plaatstrouw uitgegaan, wat betekent dat steeds dezelfde zeehonden op de dagen dat wordt geheid worden verstoord (de resultaten voor de zes paalposities zijn daarbij gemiddeld). Voor de bovengrens is het gemiddeld aantal verstoorde zeehonden per geheide fundering vermenigvuldigd met het aantal geheide funderingen. Hier is er dus van uitgegaan dat steeds andere zeehonden worden verstoord. Voor het beoordelen van een eventueel effect op de populatie is het aannemelijk dat de eerstgenoemde situatie maatgevend is, aangezien een meerdere malen verstoord dier in zijn normale functioneren meer wordt beïnvloed dan een dier dat eenmalig wordt verstoord.

Tabel VII.8 Resultaten berekening gevolgen van heien t.b.v. de aanleg kavel V voor gewone zeehonden (alternatief 1, 95 funderingen, 1.000 kJ).

Alternatief 1 (95 turbines)	Jan – apr		Mei – jul		Sep – dec	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Zeehonden binnen contour (n)	25	135	10	56	13	92
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,2	1	0,1	0,4	0,1	0,7
Dierversoringsdagen	2.339	12.847	909	5.293	1.226	8.772
Totaal aantal zeehonden verstoord	76 – 7.194		30 – 2.891		54 – 5.140	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,6 – 58		0,3 – 23		0,4 - 41	

Tabel VII.9 Resultaten berekening gevolgen van heien t.b.v. de aanleg kavel V voor gewone zeehonden (alternatief 2, 76 funderingen, 3.000 kJ).

Alternatief 2 (76 turbines)	Jan – apr		Mei – jul		Sep – dec	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Zeehonden binnen contour (n)	47	272	18	114	24	169
Aandeel Nederlandse populatie (%)	0,4	2	0,1	0,9	0,2	1
Dierversoringsdagen	3.542	20.710	1.348	8.638	1.838	12.870
Totaal aantal zeehonden verstoord	151 – 11.458		61 – 4.654		91 – 6.910	
Aandeel Nederlandse populatie (%)	1 – 92		0,5 – 37		0,7 – 56	

De effecten van het heien in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) op zeehonden zijn niet als verwaarloosbaar te bestempelen. Bij het heien op bepaalde locaties in dit gebied kan in de periode januari – april in beide alternatieven steeds meer dan 1% van de totale Nederlandse populatie tijdelijk (= ca. 2 uur) worden verstoord. De gepresenteerde bandbreedte van effecten is dermate groot dat het niet is uit te sluiten dat een substantieel deel van de populatie in de constructiefase meerdere malen door heigeluid zal worden verstoord. De effecten van alternatief 2 zijn bijna tweemaal zo groot al die van alternatief 1. Het is echter aannemelijk dat deze verschillen in de praktijk minder groot zullen zijn, maar ook dat de effecten van alternatief 1 waarschijnlijk groter zullen zijn.

In de voor gewone zeehonden cruciale periode van de geboorte en het zogen van de jongen (mei – juli) zijn de effecten aanmerkelijk kleiner.

De minimale afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

Voor zeehonden is voor de Nederlandse situatie nog geen model beschikbaar voor het bepalen van de effecten van verstoring op de populatie en heeft onderzoek met gezenderde zeehonden tijdens de constructie van windparken op het NCP nog niet tot duidelijke uitspraken geleid. Op

grond van de resultaten van een studie met gezenderde zeehonden concludeerden Russel et al. (2016) echter dat de constructie van het, in de monding van de Wash gelegen windpark Lincs niet tot effecten op de populatieontwikkeling leidde. Tijdens het heien werd tot op ca. 25 km mijdingsgedrag (= significante gedragsverandering/verstoring) waargenomen, maar over de gehele constructiefase bezien week het gebruik van het gebied niet af van de referentie. Russel et al. schatten dat in totaal 440 individuele zeehonden (= 13% van de populatie van de Wash) mijdingsgedrag door het heien hebben vertoond. De resultaten van de studie van Russel et al. zijn echter niet 1 op 1 toepasbaar op de Nederlandse situatie, omdat ondanks dat door het heien de uitgang/toegang tot de ligplaatsen deels werd geblokkeerd en de locatie van het windpark van minder groot belang was als foerageergebied. Vooral voor de meest noordelijke heilocaties in het windenergiegebied Hollandse Kust (noord) geldt dat de verstoringscontouren overlappen met gebieden die door zeehonden regelmatig worden bezocht. De conclusie is daarom dat effecten van heigeluid in het windenergiegebied Hollandse Kust (noord) op de conditie van een niet te verwaarlozen aandeel van de populatie van gewone zeehonden in de Noordzeekustzone en de Waddenzee niet zijn uit te sluiten. Dit betekent dat effecten op de (groei van de) populatie ook niet zijn uit te sluiten.

#### *Grijze zeehond*

Voor grijze zeehonden konden geen aparte berekeningen worden gemaakt. De (groeiende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 5.000 in 2016: Ecomare, 2016; Arts e.a. 2014). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen maximaal 30 (alternatief 1) of 61 (alternatief 2) grijze zeehonden tijdens het heien worden verdreven. De verwachting is echter dat de werkelijke aantallen lager zijn, omdat buiten 20 km van de kust dichtheden grijze zeehonden zeer laag zijn (lager dan gewone zeehonden) (Aarts e.a. 2013).

### 4.3 Mitigerende maatregelen

Er zijn verschillende mogelijkheden om de negatieve effecten van onderwatergeluid bij de aanleg van windparken op zee op zeezoogdieren te beperken. Uit de analyses is gebleken dat het aantal dierverstoringsdagen maatgevend is voor de omvang van het effect op de populatie. Daarbij is ervan uitgegaan dat permanente effecten op het gehoor (PTS: *permanent threshold shift*) worden voorkomen door het inzetten van zogenaamde 'Acoustic Deterrent Devices', 'soft start' procedures en een lagere hei-energie.

Het aantal dierverstoringsdagen wordt berekend door het aantal door het onderwatergeluid verstoorde dieren te vermenigvuldigen met het aantal impulsdagen. Het aantal verstoorde dieren wordt berekend uit de vermenigvuldiging van het oppervlak door geluid verstoord gebied te met de lokale zeezoogdierdichtheid. Effecten kunnen dus worden beperkt door:

1. De oppervlakte door geluid verstoord gebied te beperken en/of
2. Het aantal impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken en/of
3. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren.

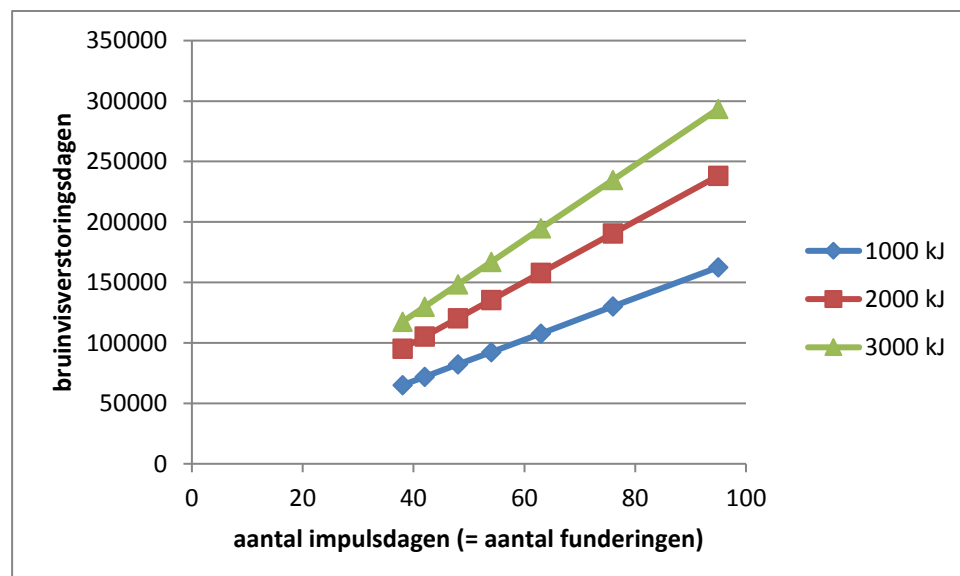
Ad 1. Het oppervlak verstoord gebied kan worden beperkt door:

- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief geringe waterdiepte te kiezen (in Hollandse Kust (noord) is er echter weinig variatie in waterdiepte);
- Met lagere energie te heien;
- Niet heien tijdens windstilte; het verstoord oppervlak is dan ongeveer tweemaal zo groot als bij gemiddelde wind;
- De propagatie van heigeluid te beperken door het toepassen van geluiddemping.

Ad 2. Het aantal impulsdagen beperken

Uit de analyses blijkt dat een toename van het aantal te heien funderingen en daarmee het aantal impulsdagen sterker doorwerkt dan een afname van de heien-energie. In Figuur VII.1 is dit te zien aan het feit dat de lijnen van gelijke heien-energie niet evenwijdig aan elkaar zijn, maar meer uit elkaar gaan lopen naarmate het aantal impulsdagen toeneemt. Het aanleggen van een windpark met een klein aantal, relatief grote turbines waarvoor een hogere heien-energie nodig is, kan daardoor gunstiger uitpakken dan de aanleg van een windpark met veel, kleine turbines die met een lagere heien-energie kunnen worden geheid. De berekeningen voor windenergiegebied Borssele, waarbij een alternatief van 38 turbines (heien-energie 3.000 kJ) werd vergeleken met een alternatief van 95 turbines (heien-energie 1.000 kJ), lieten dit ook duidelijk zien. Voor het windenergiegebied Hollandse Kust (noord) is het minder duidelijk, omdat voor het alternatief met de meeste funderingen (95 à 8 MW) van een relatief lage heien-energie van 1.000 kJ is uitgegaan. Hierdoor zijn de berekende effecten voor het alternatief met het minste aantal funderingen (76 à 10 MW) en waarbij van een heien-energie van 3.000 kJ is uitgegaan groter.

**Figuur VII.1 Relatie tussen aantal impulsdagen (= aantal funderingen) en het aantal bruinvisverstoringsdagen, uitgaande van een dichtheid van 1 bruinvis per km<sup>2</sup>, bij 3 heien-energieën.**



Het gegeven dat het heien met een grotere heien-energie minder sterk doorwerkt dan het aantal impulsdagen is gebruikt bij de uitwerking van een naar seizoen en aantal funderingen gedifferentieerd stelsel van geluidsnormen (zie hierna).

### Ad 3. Heien als de dichtheid van zeezoogdieren laag is

De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de herfst veel lager dan in het voorjaar, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringcontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

### **Toepassen van gedifferentieerde geluidsnormering**

Verschillende overwegingen zijn door de overheid gebruikt voor het ontwerpen van een, op het windenergiegebied Borssele toegesneden normenstelsel dat grenzen stelt aan de geluidsproductie bij de constructie van windparken op zee. Er is daarbij rekening gehouden met seizoensverschillen en aantal turbines met kavel, twee factoren die sterk doorwerken in het uiteindelijke effect op de (bruinvis)populatie. Voor de kavels binnen windenergie Borssele is door middel van locatie-specifieke onderwatergeluidmodellering bepaald bij welke geluidsnorm, afhankelijk van het aantal palen en seizoensafhankelijke bruinvisdichtheden, de effecten nog acceptabel zijn (d.w.z. de reductie van 255 dieren per jaar per kavel niet overstijgen). Er is voor gekozen om de geluidsnormering voor het gehele windenergiegebied Borssele vast te stellen. Dit betekent dat geen rekening wordt gehouden met gedetailleerde locatiespecifieke verschillen tussen de kavels. Het kavel waarin de strengste geluidsnormen moeten worden opgelegd, bepaalt de geluidsnormen in de andere kavels. Verder zijn de normen zijn zo gekozen dat ook rekening wordt gehouden met eventuele overschrijding tijdens de leerfase in de opstartperiode<sup>4</sup>.

Voor het windenergiegebied Hollandse Kust (noord) zijn op vergelijkbare wijze als voor windenergiegebied Borssele gedifferentieerde normen afgeleid. De geluidsnormen voor dit gebied liggen iets hoger dan de eerder vastgestelde normen voor het windenergiegebied Borssele. Dit is een gevolg van het feit dat de gemiddelde waterdiepte in het plangebied voor Hollandse Kust (noord) lager is. De voorgestelde normstelling staat in onderstaande tabel.

**Tabel VII.10 Normstelling voor windparken windenergiegebied Hollandse Kust (noord), met verwerking van de opstart 'toeslag van 1 dB'.**

Hollandse Kust (noord)	Maximale geluidsbelasting (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)*		
760 MW	Periode		
# turbines	jan – mei	jun – aug	sep – dec
95 (hier onderzocht)	165	169	172
84	165	169	173
76 (hier onderzocht)	166	170	174

\* De dichtheid van bruinvissen is op het NCP in de zomer en de herfst veel lager dan in het voorjaar, met gevolg dat zich binnen een bepaalde verstoringcontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. In de zomer en het najaar kunnen daarom minder strenge normen worden gehanteerd dan in het voorjaar.

<sup>4</sup> Vanuit de ervaring dat het moeilijk is om in de opstartperiode van de aanleg van een windpark gelijk aan de norm te voldoen en wetende dat er omstandigheden kunnen zijn (hardere ondergrond, windomstandigheden) die mitigerende maatregelen minder effectief of het geproduceerd geluid hoger kunnen maken, is een veiligheidsmarge van 1 dB ingebouwd. Dit betekent dat geluidsnorm 1 dB lager is dan nodig om met een zekerheid van 95% een afname van 255 dieren te voorkomen (zie § 2.3). Een kleine overschrijding van de norm door onvoorziene omstandigheden noodzaakt dan nog niet tot aanvullende maatregelen of het stilleggen van de bouw van een park.



#### 4.3.1 Gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP na mitigatie

Tabel VII.11 bevat voor de twee onderzochte alternatieven de resultaten van de berekening van effecten op bruinvissen als ervan wordt uitgegaan dat een, naar seizoen en aantal te heien palen gedifferentieerde norm is gesteld aan de propagatie van het heigeluid. Dit betekent dat op 750 m van de heilocatie de SEL<sub>1</sub> niet groter mag zijn dan een bepaalde waarde (zie Tabel VII.10). Door TNO is berekend wat het toepassen van deze norm bij verschillende opstellingen zou betekenen voor de oppervlakte verstoord gebied en daarmee voor het aantal verstoorde bruinvissen en de bruinvispopulatie op het NCP. Het betreft *worst case* schattingen van de mogelijke gevolgen van heien voor de constructie van windturbines in windenergiegebied Hollandse Kust (noord); de geluidsnorm is namelijk bepaald voor de paalpositie waarvan het verstoringsoppervlak het grootst is. In de tabel is te zien dat met een zekerheid van 95% de reductie van de bruinvispopulatie door de aanleg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) niet groter zal worden dan 441 dieren (constructie van alternatief 1 in de periode juni – augustus). De maximaal toelaatbare populatiereductie van 510 dieren zal door de constructie van windturbines in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) voor beide alternatieven in geen enkel geval worden overschreden.

**Tabel VII.11 Effecten van heien voor aanleggen van kavel V van windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (alternatief 1: 95 funderingen, alternatief 2: 76 funderingen) op de bruinvispopulatie op het NCP in verschillende seizoenen en met toepassen van een (gedifferentieerde) geluidsnorm. Bvdd = bruinvisverstoringdagen.**

	Alternatief 1 (95 turbines)			Alternatief 2 (38 turbines)		
	Norm (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)	Bvdd	Pop. reductie	Norm (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)	Bvdd	Pop. reductie
Jan – mei	165	19 – 39	214 – 432	166	18 – 37	200 – 405
Jun – aug	169	19 – 40	214 – 441	170	18 – 37	196 – 407
Sep – dec	172	18 – 37	197 – 412	174	19 – 38	205 – 421

Uit de berekeningen voor een uniforme waterdiepte van 27 m blijkt dat bruinvissen die zich bij de start van het heien met hei-energie 3.000 kJ (zonder geluidsnorm) bij gemiddelde wind (6,5 m/s) in de buurt van de bodem bevinden binnen een straal van ongeveer 1,5 km PTS kunnen oplopen. Onder windstille omstandigheden bedraagt deze afstand ongeveer 2,8 km. Als met een lagere hei-energie van 1.000 kJ zonder geluidsnorm wordt geheid, zijn de afstanden waarbinnen bruinvissen PTS kunnen oplopen veel kleiner: respectievelijk 0,7 km bij gemiddelde wind en 1,1 km onder windstille omstandigheden. Laatstgenoemde afstanden liggen ruim binnen het bereik van 'Acoustic Deterrent Devices' voor bruinvissen (Kastelein, in prep.), zodat PTS kan worden voorkomen. Er kan van worden uitgegaan wordt dat de PTS-afstanden kleiner zullen zijn als op ondieper water wordt geheid.

Als de geluidsproductie wordt beperkt door het toepassen van een (strengere) geluidsnorm van SEL<sub>1</sub> van 160 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  op 750 m treedt in geen enkel geval PTS op. Voor hogere geluidsnormen dan 160 dB zijn geen aparte berekeningen uitgevoerd. Er kan echter worden beredeneerd dat, als er al PTS zou optreden, de afstanden zeker kleiner zullen zijn dan de PTS-afstanden die berekend zijn voor een hei-energie van 1.000 kJ. Bij ongemitigeerd heien met een hei-energie van 1.000 kJ op de paalpositie met de grootste effectafstand bedraagt de

SEL<sub>1</sub> op 750 m 177 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (zie TNO-notitie in bijlage 6). Deze waarde ligt nog boven de soepelste geluidsnorm van SEL<sub>1</sub> = 174 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  op 750 m. Met het toepassen van een geluidsnorm, indien nodig in combinatie met de inzet van 'Acoustic Deterrent Devices' kan PTS bij bruinvissen daarom zeker worden voorkomen.

#### 4.3.2 Gevolgen voor Nederlandse zeehondenpopulatie na mitigatie

Uit de resultaten van de berekening van de effecten van de constructie van windturbines in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) op zeehonden blijkt dat deze zonder toepassen van een geluidsnorm niet verwaarloosbaar zijn. Als wel een geluidsnorm wordt toegepast, omdat significante effecten op de bruinvisspopulatie moeten worden voorkomen, zal de oppervlakte van het voor zeehonden verstoord gebied ook kleiner zijn. Hierdoor zullen de effecten aanzienlijk lager uitvallen dan eerder is beschreven. De effecten op zeehonden bij de toepassing van de gedifferentieerde mitigerende maatregel is in Tabel VII.12 weergegeven. Maximaal betreft het 0,6% van de Nederlandse populatie gewone zeehonden die tijdens het heien meerdere malen wordt verstoord (heien op paalpositie 6 in het najaar). Dit geldt ook voor de kans dat zeehonden PTS oplopen, die ook zonder dat geluidsbeperekende maatregelen worden genomen al verwaarloosbaar is. Bij de berekeningen is uitgegaan van een voor de ongemitigeerde verstoringscontour berekende gemiddelde dichtheid.

**Tabel VII.12 Aantal zeehonden binnen verstoringscontour bij aanvang van het heien van een fundering in kavel V zonder en met opleggen van gedifferentieerde geluidsnormen voor mitigatie van effecten op bruinvissen. Deze aantallen zijn representatief voor de situatie waarbij wordt uitgegaan van volledige plaatstrouw.**

	Zonder geluidsnorm	Met geluidsnorm		
		Jan-apr	Mei-aug	Sep-dec
Alternatief 1	30 – 76	4 – 21	2 – 11	6 – 49
Alternatief 2	61 – 151	4 – 28	2 – 15	8 – 76

De conclusie is dat significante effecten van gemitigeerd heigeluid bij de aanleg van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) op gewone zeehonden op populatieniveau om de volgende redenen zijn uit te sluiten:

- Afgezet tegen de totale Nederlandse populatie gewone zeehonden is het aantal mogelijk beïnvloede dieren beperkt;
- De omvang van het beïnvloede gebied is gering ten opzichte van het totale leefgebied, waardoor er geen sprake zal zijn van 'verdichtingseffecten' (competitie om voedsel e.d.);
- De minimale afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust is dermate groot dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd;
- Het effect is tijdelijk (1 dag per fundering, waarin ca. 2 uur per dag wordt geheid).

Voor grijze zeehonden konden geen aparte berekeningen worden gemaakt. De (groeiende) populatie grijze zeehonden in Nederland is echter kleiner dan die van gewone zeehonden (ca. 5.000 in 2016: Ecomare, 2016; Arts e.a. 2014). Wanneer uitgegaan wordt van een vergelijkbare ruimtelijke verspreiding als bij gewone zeehonden zullen 10 (alternatief 1) of 9 (alternatief 2) grijze zeehonden tijdens het heien worden verdreven. De verwachting is dat de werkelijke

aantallen nog lager zullen zijn, omdat buiten 20 km van de kust dichtheden grijze zeehonden zeer laag zijn (lager dan Gewone zeehonden) (Aarts e.a. 2013).

#### 4.3.3 Conclusie t.a.v. zeezoogdieren

Voor wat betreft de effecten op de bruinvispopulatie kan de GSI in het geding komen, indien geen mitigerende maatregelen worden toegepast. Uit de analyse blijkt dat door toepassing van een maximale toelaatbare geluidsbelasting op een gegeven afstand, de GSI voor bruinvis in alle gevallen zeker niet in het geding komt. De geluidsnorm is erop gericht dat de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 5% zal bedragen bij de uitvoer van het Energieakkoord (= 10 windparken). Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten.

De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is voor zeehonden niet in het geding, omdat de geluidsnormen die zullen worden opgelegd om significant negatieve effecten op de bruinvispopulatie te voorkomen, tot gevolg hebben dat ook geen significante effecten op zeehonden optreden.

## 5 BENTHOS

De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet Natuurbescherming, welke geen zoute benthosoorten bevat. In het plangebied komen dus geen benthosoorten voor die opgenomen zijn in de Wet Natuurbescherming. De bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) leidt daardoor ten aanzien van benthos niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

## 6 VISSSEN

De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet natuurbescherming (Wnb). Onder de Wnb is de bescherming van alle zeevissoorten die onder de Flora- en faunawet nog beschermd waren, vervallen. Dat betekent dat in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) geen vissoorten aanwezig zijn die onder de Wnb (of de Wwoz) beschermd zijn. De bouw en exploitatie van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) leidt daardoor ten aanzien van vissen niet tot een overtreding van verbodsbepalingen.

## 7 CUMULATIE

De effecten van een windpark in kavel V in windenergiegebied Hollandse Kust (noord), die hiervoor zijn beschreven, moeten worden gezien in samenhang met effecten van andere initiatieven en gebruiksvormen in de Noordzee. Deze effecten kunnen namelijk cumuleren tot een omvangrijker effect dan uitsluitend de invloed van het beoordeelde windpark.

In het hoofddocument van het MER worden cumulatieve effecten behandeld in Hoofdstuk 6 en 7. Aangezien voor het kavelbesluit de Wwoz cumulatie van toepassing is wordt ter volledigheid cumulatie ook behandeld in deze bijlage. Hiervoor wordt teruggegrepen op de bevindingen uit het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) (Rijkswaterstaat 2015).

Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) hebben in detail gekeken naar de cumulatieve effecten van windenergie in de zuidelijke Noordzee op vogels en vleermuizen, waaronder de effecten van de kavels in windenergiegebied Hollandse Kust (noord). 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. In samenspraak met RWS wordt door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) primair gekeken naar sterfte door aanvaringen (directe mortaliteit van vogels en vleermuizen) en habitatverlies (indirecte mortaliteit van vogels) door bestaande, in aanbouw zijnde, vergunde en geplande windparken. Daarnaast wordt ook sterfte door habitatverlies door scheepvaart meegenomen. De effecten van verstoring en daarmee gepaard gaand habitatverlies zijn veel moeilijker te kwalificeren, echter met toenemende aantallen turbines neemt ook de 'vrije' ruimte voor verstoringgevoelige soorten af. Daarnaast zijn ook de effecten van scheepvaart, die meer geconcentreerd wordt door de aanwezigheid van grote aantallen windturbines, moeilijk in te schatten. Met name in het Belgische en Nederlandse deel van de Noordzee zal de verstoringdruk van schepen buiten de windparken sterk toenemen. Het is echter wel zo dat minder windparken gebouwd worden in de gebieden die in sterke mate belangrijk zijn voor scheepvaartgevoelige soorten zoals duikers, futen en zee-eenden (kustzone, binnen de 12 mijl). Barrièrewerking als potentieel derde effect wordt in de Nederlandse situatie als verwaarloosbaar veronderstelt (zie ook Rijkswaterstaat 2015). Overige activiteiten worden als bestaand gebruik beschouwd en zijn niet verder in de analyse meegenomen (zie ook Rijkswaterstaat 2015).

In deze paragraaf wordt de gecumuleerde voorspelde sterfte ten gevolge van ongeveer 106 initiatieven die momenteel in de internationale Zuidelijke Noordzee (NCP plus België, Duitsland, Denemarken en VK) aanwezig of gepland zijn voor 2023, afgezet tegen de Potential Biological Removal (PBR) van de populatie van de betrokken soorten in de Zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015, Gyimesi & Fijn 2015a en b). Daarnaast wordt de gecumuleerde voorspelde sterfte van initiatieven in de Nederlandse Noordzee afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populatie. Dit laatste kan de Nederlandse broedpopulatie zijn (bijvoorbeeld in het geval van kleine mantelmeeuw) of de overwinterende Nederlandse Noordzee populatie (bijvoorbeeld in het geval van grote mantelmeeuw; data afkomstig uit Poot *et al.* 2013, of in het geval van de dwergmeeuw, grote jager en zilvermeeuw data afkomstig van het Netwerk Ecologische Monitoring; [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)).

## 7.1 Vogels

### 7.1.1 Zeevogels

Door Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) zijn met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage 4 van het MER) aanvarings-slachtoffers bepaald voor alle 106 windparken in de zuidelijke Noordzee samen. Daarnaast zijn binnen de windparken dichtheden bepaald van soorten om de sterfte door habitatverlies te berekenen (10% van de verstoorde (=aanwezige) vogels sterfte conform Bradbury *et al.* (2014). Deze twee mortaliteitsbronnen zijn meegenomen in de bepaling van cumulatieve aantallen slachtoffers. In onderstaande tabellen zijn de cumulatieve aantallen slachtoffers gepresenteerd voor de vogelsoorten die in enige tijd van het jaar binding hebben met windenergiegebied Hollandse Kust (noord) (oftewel soorten uit stap 3c) en waarvan in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) jaarlijks één of meer slachtoffers zijn voorspeld als gevolg van aanvaringen met windturbines of habitatverlies (zie tabel VII.1).

De totale aantallen slachtoffers als gevolg van windenergie worden afgewogen tegen de Potential Biological Removal (PBR) van een individuele soort. Dit is het aantal vogels dat door additionele door mensen veroorzaakte sterfte uit een populatie (in deze analyse de populatie van de Nederlandse Noordzee of die van de zuidelijke Noordzee) kan worden weggenomen, zonder dat deze populatie in de problemen komt.

Uit Rijkswaterstaat (2015), Leopold *et al.* (2015) en Van der Wal *et al.* (2015) blijkt dat, met uitzondering van de grote meeuwen (grote mantelmeeuw, kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw), voor alle zeevogelsoorten die regelmatig voorkomen in de zuidelijke Noordzee de cumulatieve aantallen slachtoffers voor de gehele zuidelijke Noordzee onder de soortspecifieke PBR waarden voor de zuidelijke Noordzee blijven. Een correctie voor realistische windturbinegroottes in de bestaande en geplande windparken liet een aanzienlijke daling in het aantal slachtoffers onder de drie grote meeuwensoorten zien (Gyimesi & Fijn 2015b). Echter voor een soort, de kleine mantelmeeuw, bleken de berekende aantallen slachtoffers in de zuidelijke Noordzee nog steeds de PBR-norm overstijgen (270%) (tabel VII.13).

*Tabel VII.13 Cumulatieve mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de zuidelijke Noordzee populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Hollandse Kust (noord) slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 door aanvaringen en habitatverlies zijn in de eerste kolom als referentie weergegeven) en de fractie van PBR boven de 0,01 is.*

Soort	Slachtoffers Hollandse Kust (noord)	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies	PBR	Fractie sterfte tov PBR
kleine mantelmeeuw	328	20.163	246	7.560	2,70
grote mantelmeeuw	59	3.157	99	4.144	0,79
zilvermeeuw	70	2.412	43	4.184	0,59
jan-van-gent	17	1.109	105	5.245	0,23
drieteenmeeuw	14	2.801	731	16.473	0,21
zeekoet	55	13	3.464	26.641	0,12

grote jager	1	11	3	120	0,11
alk	5	29	550	7.129	0,08
noordse stormvogel	4	8	107	5.934	0,02
stormmeeuw	16	1.043	66	22.534	0,05
dwergmeeuw	23	157	18	3.971	0,04
grote stern	1	78	11	2.378	0,04

Naast de zuidelijke Noordzee populatie worden hier ook de aantallen slachtoffers in de Nederlandse parken (OWEZ, Prinses Amalia windpark, Luchterduinen, Gemini Oost, Gemini West en de Borssele en Hollandse Kust (zuid) kavels) afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populaties (broed- of overwinteringspopulatie). In de meeste gevallen zijn voor het bepalen van de Nederlandse PBR de populatieschattingen van Poot et al. (2013) gebruikt, met een paar uitzonderingen na vanwege de kwaliteitsbeperking van schattingen van bijvoorbeeld meeuwen aan de kust (cf. Poot et al. 2013). Uitsluitend kijkend naar het cumulatieve effect van de Nederlandse parken op de Nederlandse populatie blijft bij de meeste soorten het aantal slachtoffers ruim onder de PBR-norm, terwijl bij de kleine mantelmeeuw net onder de PBR-norm (97%) blijft (tabel VII.14).

*Tabel VII.14 Cumulatieve mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de Nederlandse Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b, Gyimesi et al. 2016 en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de Nederlandse populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Hollandse Kust (noord) slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven) en de fractie van PBR boven de 0,01 ligt. PBR waarden zijn op basis van populatieschattingen in <sup>1</sup>Poot et al. (2013) <sup>2</sup>Netwerk Ecologische Monitoring (2015) en <sup>3</sup>BirdLife International (2004).*

Soort	Slachtoffers Hollandse Kust (noord)	Slachtoffers door aanvaringen NL parken	Slachtoffers door habitatverlies NL parken	NL-PBR	Fractie sterfte tov NL-PBR
kleine mantelmeeuw	328	2.695	26	2.802 <sup>1</sup>	0,97
zilvermeeuw	70	528	10	720 <sup>2</sup>	0,75
grote mantelmeeuw	59	336	5	813 <sup>1</sup>	0,42
jan-van-gent	17	175	7	527 <sup>1</sup>	0,34
stormmeeuw	16	179	12	1.305 <sup>1</sup>	0,15
drieteenmeeuw	14	306	26	3.048 <sup>1</sup>	0,11
dwergmeeuw	23	54	7	1.269 <sup>1</sup>	0,05
grote jager	1	0	1	67 <sup>2</sup>	0,01
zwarte zee-eend	1	3	21	3.034 <sup>3</sup>	0,01
grote stern	1	14	3	1.298 <sup>1</sup>	0,01
zeekoet	55	1	136	9.494 <sup>1</sup>	0,01
alk	5	2	25	1.943 <sup>1</sup>	0,01

### *Conclusie*

Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten zeevogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord). In de KEC documenten (Rijkswaterstaat 2015) kwam naar voren dat op basis van het worst case scenario met 3 MW-turbines, als gevolg van aanvaringen met en habitatverlies door alle (toekomstige) windparken in de zuidelijke Noordzee in cumulatie met scheepvaart, de cumulatieve sterfte bij de meeste zeevogels (uitgezonderd de alk en zeekoet) niet onder 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte blijft en bij kleine mantelmeeuwen, zilverbreeuwen en grote mantelmeeuwen ook niet binnen de PBR blijft. Daarmee kon nog niet met zekerheid worden gezegd dat de gecumuleerde effecten niet zullen leiden tot het uitsterven van deze soorten in de zuidelijke Noordzee. Als er in de berekeningen realistische windturbintetypes worden gebruikt voor de bestaande en geplande windparken in de zuidelijke Noordzee, blijft alleen het aantal slachtoffers bij de kleine mantelmeeuw boven de PBR-norm liggen (Gyimesi & Fijn 2015b). Toetsen we de aantallen slachtoffers als gevolg van Nederlandse parken aan de Nederlandse PBR-norm dan blijven de gecumuleerde aantallen slachtoffers onder of op de PBR-norm van de grote meeuwensoorten. Op basis van dit gegeven kan met zekerheid worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoeg zijn om de additionele sterfte in de huidige bekende windparken op te vangen en dat de gunstige staat van instandhouding van zeevogelsoorten niet in het geding komt.

#### **7.1.2 Watervogels en landvogels tijdens seizoenstrek**

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

Door Rijkswaterstaat (2015) is met behulp van het extended Band-model (Band 2012, zie Bijlage IV in het achtergrondrapport bij het MER) bepaald dat voor alle soorten de cumulatieve aantallen aanvaringsslachtoffers boven de 1%-mortaliteitsnorm uitkomen, maar voor alle soorten onder de PBR van de internationale populatie blijven. Deze slachtoffers worden allemaal ondervangen door dichtheidsafhankelijkheid in o.a. reproductie en populatieniveaus dalen daarmee niet als gevolg van deze additionele mortaliteit.

Voor 7 soorten is de voorspelde mortaliteit hoger dan 5% van de PBR (tabel VII.10). Met name in het geval van kleine zwaan is een dergelijke sterfte substantieel aangezien dit een soort is met een zeer beperkte en afnemende biogeografische populatie. Een dergelijke additionele sterfte bovenop eventuele sterfte en habitatverlies in gebieden op land als gevolg van windparken maar ook andere bronnen van sterfte, kan potentieel de gunstige staat van instandhouding van deze soort in gevaar brengen. Echter met name bij de berekeningen van aantallen aanvaringsslachtoffers bij trekvogels is uitgegaan van een conservatieve benadering (o.a. 50% van de flux op rotorhoogte). Voor de kleine zwaan zijn recentelijk nieuwe berekeningen gedaan op basis van in Engeland gezenderde vogels die de Noordzee overstaken tijdens hun trektocht (Gyimesi et al. 2017). Uit deze analyse blijkt dat minder kleine zwanen op rotorhoogte vliegen (vooral boven de zee) en daardoor is hun kans op aanvaring

lager dan voorheen aangenomen. Op basis van deze berekeningen zouden de slachtoferaantallen ook lager, op 23 aanvaringslachtoffers uitkomen, wat een 0,18 fractie van de PBR betekent.

*Tabel VII.15 Mortaliteit als gevolg van windturbines, berekend met het extended Band model, als fractie van PBR voor de trekvogels waarvan deze fractie boven de 0,05 ligt.*

<b>Soort</b>	<b>Fractie van PBR</b>
wulp	0,57
zwarte stern	0,50
kleine zwaan	0,42
drieteenstrandloper	0,20
spreeuw	0,12
kanoet	0,10
grutto	0,06

In tegenstelling tot lokaal verblijvende zeevogels wordt hier geen Nederlandse PBR voor trekvogels berekend omdat 'de' Nederlandse populatie van trekvogelsoorten niet te bepalen is. De meeste slachtoffers onder trekvogels (zoals de soorten uit tabel VII.15) vallen onder vogels die Nederland passeren in de trektijd (voorjaar en najaar) tijdens hun seizoenstrek tussen broed- en overwinteringsgebieden. Deze slachtoffers zijn dus afkomstig uit de hele flyway populatie. Er is geen onderscheid te maken welke van deze vogels afkomstig is uit Nederland en welke uit het buitenland (bijvoorbeeld het noorden/noordoosten Scandinavië, Rusland, waar veel trekvogelsoorten vandaan komen). Daarom is ook besloten om te toetsen aan de flyway populatie en daarvoor een PBR te berekenen.

#### *Conclusie*

In totaal enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten trekvogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord). Het is aannemelijk dat de cumulatieve sterfte onder trekvogels als gevolg van aanvaringen met alle (toekomstige) windturbines in de zuidelijke Noordzee voor alle soorten binnen PBR blijft. Op basis van deze uitkomsten en op dit moment bekende windparkplannen, kan geconcludeerd worden dat de gunstige staat van instandhouding van trekvogelsoorten niet in het geding komt.



## 7.2 Vleermuizen

Over vleermuizen is veel minder informatie beschikbaar dan over vogels. Dat vleermuizen over de Noordzee vliegen staat vast, echter de aantallen, de populatiegroottes waarvan deze dieren afkomstig zijn en hun gedrag op zee zijn onbekend. Ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis zijn de twee soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee, echter een vergroting van de monitoringsinspanning is noodzakelijk om kwantitatieve uitspraken te doen over effecten. Op basis van enkele aannames zullen de effecten het kleinst zijn op de rosse vleermuis. Voor de meeste vleermuissoorten is de informatie aangaande de grootte van bronpopulaties dermate ontoereikend dat een realistische inschatting van effecten niet mogelijk is.

In opdracht van Rijkswaterstaat (2015) zijn voor de verschillende soorten vleermuizen een inschatting gedaan in hoeverre de verwachte aantallen aanvaringslachtoffers de PBR van populaties van deze soorten zullen overschrijden. Deze PBR waarden zijn gebaseerd op soortspecifieke populatiegroei-curves en minimum populatieschattingen per soort. Dit kon uitsluitend worden gedaan voor de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Voor de andere soorten is er niet genoeg data beschikbaar om betekenisvolle uitspraken te doen. Dit leidde tot PBR waarden van 1.905 ruige dwergvleermuizen voor de populaties uit Letland, Litouwen, Polen en Zweden, en 4.089 rosse vleermuizen uit Letland, Polen en Zweden. De cumulatieve aantallen slachtoffers onder ruige dwergvleermuizen (7.700 volgens Rijkswaterstaat 2015) zouden daarmee ver boven de PBR liggen, terwijl die van rosse vleermuis (200 zie Rijkswaterstaat 2015) hieronder liggen. Echter de belangrijkste conclusie van Rijkswaterstaat (2015) is dat door een gebrek aan data voor beide soorten significant negatieve effecten niet zijn uit te sluiten.

Het is niet mogelijk om in het geval van vleermuizen de Nederlandse PBR te gebruiken conform de aanpak bij vogels. We hebben wel een schatting van het aantal ruige dwergvleermuizen dat over de zuidelijke Noordzee vliegt (40.000, Limpens et al. 2017). Voor de rosse vleermuis is deze schatting niet beschikbaar en is het toetsen van slachtoffers aan de Nederlandse populatie onverstandig. De Nederlandse populatie overwintert grotendeels in Nederland. De trek die bij Nederlandse dieren is vastgesteld vond in zuidelijke (of ZW) richting plaats. Trek naar Engeland is nog nooit vastgesteld.

### *Conclusie*

Op dit moment zijn cumulatieve effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) en andere windparken in de zuidelijke Noordzee uitsluitend gebaseerd op sterftcijfers gemeten op land (Rijkswaterstaat 2015). Gebaseerd op de huidige kennis, en dan vooral het ontbreken van goede informatie over het voorkomen van vleermuizen op de Noordzee enerzijds en het ontbreken van betrouwbare schattingen van populatiegroottes anderzijds, is het niet uit te sluiten dat in het worst case scenario negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding van sommige vleermuispopulaties zullen optreden.

## 7.3 Zeezoogdieren

In paragraaf 7.6 van het MER zijn de cumulatieve effecten uitgebreid beschreven. De Gunstige Staat van Instandhouding (GSI) is niet in het geding, omdat bij toepassen van de naar seizoen

en aantal funderingen gedifferentieerde geluidsnormen tijdens de aanleg van windturbines en het TenneT-platform in het windenergiegebied Hollandse Kust (noord) de afname van de bruinvispopulatie met grote zekerheid (95%) niet meer dan 510 dieren bedragen (= 1% van de bruinvispopulatie op het NCP). Een effect op de GSI van de betreffende populatie kan daarmee met zekerheid worden uitgesloten. Het opleggen van restricties aan heiseizoen of aantal funderingen voor bruinvissen bij de constructie van windturbines en het TenneT-platform in het windenergiegebied Hollandse Kust (noord) in combinatie met die van een windpark op het Belgisch deel van het Continentaal Plat en het benodigde seismische vooronderzoek leidt ertoe dat de GSI ook voor zeehonden niet in het geding is.

#### **7.4 Benthos**

In het plangebied komen geen benthos soorten voor die zijn beschermd onder de Wet natuurbescherming. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet natuurbescherming. Aangezien daarmee met betrekking tot benthos effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) zijn uitgesloten, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

#### **7.5 Vissen**

Onder de Wet natuurbescherming (Wnb) vervalt de bescherming van alle vissoorten die in het plangebied voorkomen die onder de Flora- en faunawet nog beschermd waren. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Aangezien daarmee met betrekking tot vissen effecten van een windpark in windenergiegebied Hollandse Kust (noord) zijn uitgesloten, zijn ook cumulatieve effecten niet aan de orde.

Daarnaast zal de komst van windturbines en bestorting waarschijnlijk een positief effect op de biodiversiteit van de visgemeenschap hebben omdat nieuwe (hard substraat) habitattypes worden aangebracht (hoewel dit tot op heden nog niet is aangetoond).

#### **7.6 Overzicht van mitigerende maatregelen**

In paragraaf 2.3 worden diverse mogelijkheden benoemd om de cumulatieve effecten uit dit hoofdstuk te mitigeren.

## 8 LITERATUUR

- Aarts, G., J. Cremer, R. Kirkwood, J.T. van der Wal, J. Matthiopoulos & S. Brasseur, 2016 (concept). Spatial distribution and Habitat preference of harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report xxx.
- Band, W., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Strategic Ornithological Support Services (SOSS).
- 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.
- BirdLife International, 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- BirdLife International, 2014. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> in December 2014.
- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A.N., Caldow, R.W.G., Hume, D. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to Offshore Wind Farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366. doi:10.1371/journal.pone.0106366
- BTO Bird facts: Robinson, R.A. 2005. BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland (BTO Research Report 407). BTO, Thetford (<http://www.bto.org/birdfacts>, accessed December 2014)
- 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.
- Fijn, R.C., A. Gyimesi, M.P. Collier, J.C. Kleyheeg-Hartman, M. Boonman, J.W. de Jong & M.J.M. Poot 2015. Achtergronddocument ten behoeve van MER en PB windenergiegebied Borssele. Kavel I en II: vogels en vleermuizen. Bureau Waardenburg Rapportnr. 14-263. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, M.J.M. Poot & S. Dirksen, 2015. Bird fluxes at risk altitudes in a Dutch offshore wind farm continuously measured with vertical radar. *Ibis* 157: 558-566.
- 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: 724-734.
- 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. Lensink, 2012. Non-breeding adults or 'floaters' in bird populations. Rapport 11-200. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., T.J. Evans, J.F. Linnebjerg, J.W. de Jong, M.P. Collier & R.C. Fijn, 2017. Review and analysis of tracking data to delineate flight characteristics and migration routes of birds over the Southern North Sea. Rapport 16-139. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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.
- Krijgsveld K.L., R.C. Fijn, M. Japink, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Collier, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. Dirksen 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind

- report nr OWEZ\_R\_231\_T1\_20111114\_flux&flight. Report nr 10-219. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K., R.C. Fijn & R. Lensink, 2015. Occurrence of peaks in songbird migration at rotor heights of offshore wind farms in the southern North Sea. Report nr 15-119. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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.
- Leopold, M.F., M. Booman, M.P. Collier, N. Davaasuren, R.C. Fijn, A. Gyimesi, J. de Jong, R. Jongbloed, B. Jonge Poerink, J.C. Kleyheeg-Hartman, K.L. Krijgsveld, S. Lagerveld, R. Lensink, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl. 2014. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Report number C166/14. Imares Wageningen UR, Wageningen.
- Leopold, M.F., M.P. Collier, A. Gyimesi, R. Jongbloed, M.J.M. Poot, J. Tjalling van der Wal & M. Scholl. 2015. Iteration cycle: Dealing with peaks in counts of birds following active fishing vessels when assessing cumulative effects of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14. Imares Wageningen UR / Bureau Waardenburg Culemborg.
- Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J.P.C. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pêtersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017. Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. Rapport 2016.031. Zoogdiervereniging, Nijmegen/Wageningen Marine Research.
- Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfisch, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R., and Desholm, M., 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – ICES Journal of Marine Science, 66: 746–753.
- May, R, O. Reitan, K. Bevanger, S.-H. Lorentsen & T. Nygård 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. Renewable and Sustainable Energy Reviews 42: 170-181.
- Milner-Gulland E.J. & H.R. Akçakaya, 2001. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. Trends in Ecology & Evolution 16(12): 686-692.
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland: results of the Seabird 2000 census (1998-2002). T. and A.D. Poyser, London.
- Netwerk Ecologisch Monitoring (SOVON, RWS & CBS) 2015. Online soortenteksten dwergmeeuw, dwergster, grote jager en zilverbmeeuw. (download via <https://www.sovon.nl/nl/content/vogelsoorten>).
- Niel, C. & J.-D. Lebreton, 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. Conservation Biology 19: 826-835.
- 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.

- Poot, M.J.M., R.C. Fijn, J. de Jong & P.W. van Horssen, 2013. Populatieschattingen zeevogels in de zone tot 80 km uit de Nederlandse kust met een extrapolatie naar de gehele Nederlandse EEZ. Resultaten *Distance sampling* en *Distance analysis* vliegtuigtellingen Shortlist Masterplan 'Wind op Zee' mei 2010 – april 2011. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Poot, M.J.M., P.W. van Horssen, M.P. Collier, R. Lensink & S. Dirksen, 2011. 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, OWEZ\_R\_212\_T1\_20110318\_Cumulative effects. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rees, E.C. & J.H. Beekman, 2010. Northwest European Bewick's Swans: a population in decline. *British Birds* 103: 640-650.
- 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.
- 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.
- Steunpunt Natura 2000, 2009. Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Regiebureau Natura 2000, Utrecht.
- Sugimoto, H. & H. Matsuda, 2011. Collision risk of White-fronted Geese with wind turbines. *Ornithological Science* 10: 61-71.
- Van der Wal, J.T., A. Gyimesi, R.C. Fijn & M. Scholl, 2015. 2nd Iteration: Effect of turbine capacity on collision numbers for three large gull species, based on revised density data, when assessing cumulative effects of offshore wind farms on birds in the Southern North Sea. Additional note to IMARES report number C166/14.
- Vanermen N., E.W.M. Stienen, W. Courtens, T. Onkelinx, M. Van de Walle & H. Verstraete 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.755887). INBO, Brussel.
- Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14(1): 1-37.
- Watts, B.D., 2010. Wind and waterbirds: Establishing sustainable mortality limits within the Atlantic Flyway. Center for Conservation Biology Technical Report Series, CCBTR-10-05. College of William and Mary/Virginia Commonwealth University, Williamsburg, VA.
- Wetlands International 2018. "*Waterbird Population Estimates*". Retrieved from [wpe.wetlands.org](http://wpe.wetlands.org) in March 2018.