

BIJLAGE VII SOORTENBESCHERMING WET NATUURBESCHERMING KAVEL III/IV

1 INLEIDING

In de Wet windenergie op zee (Wwoz) wordt het zogeheten kavelbesluit geïntroduceerd om de uitrol van het zogeheten Energie-akkoord vorm te kunnen geven. Hierin worden ook de wettelijke kaders met betrekking tot 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'.

2 VOGELS

2.1 Inleiding

In Kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) worden naar schatting jaarlijks respectievelijk 1.212 en 1.285 vogels slachtoffer van een aanvaring met windturbines bij het worst-case alternatief van 63 * 6 MW turbines met een rotordiameter van 142 m. Als gevolg van habitatverlies worden respectievelijk 48 en 71 slachtoffers verwacht (zie Tabel VII.1a en b 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 (zuid). 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.1a Jaarlijkse aantallen slachtoffers in kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). 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).*

soort	sterfte door aanvaringen 63 * 6 MW ø 142 m	sterfte door habitatverlies	Som
noordse stormvogel	0	0	0
jan-van-gent	1	0	1
eider	7	0	7
grote jager	0	0	0
stormmeeuw	19	7	26
kleine mantelmeeuw	52	8	60
zilvermeeuw	33	5	38
grote mantelmeeuw	9	1	10
dwergmeeuw	2	1	3
drieteenmeeuw	14	7	21
grote stern	2	1	3
alk	0	3	3
zeekoet	0	15	15
ganzen en zwanen	30	n.v.t.	30
eenden	4	n.v.t.	4
reigers	6	n.v.t.	6
roofvogels en uilen	1	n.v.t.	1
steltlopers	4	n.v.t.	4
zangvogels	1028	n.v.t.	1028
Totaal	1212	48	1260

Tabel VII.1b Jaarlijkse aantallen slachtoffers in kavel IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). 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).

soort	sterfte door aanvaringen 63 * 6 MW ø 142 m	sterfte door habitatverlies	Som
noordse stormvogel	0	0	0
jan-van-gent	1	0	1
eider	2	0	2
grote jager	0	0	0
stormmeeuw	13	6	19
kleine mantelmeeuw	125	27	152
zilvermeeuw	43	8	51
grote mantelmeeuw	10	2	12
dwergmeeuw	5	5	10
drieteenmeeuw	11	7	18
grote stern	1	1	2
alk	0	2	2
zeekoet	0	13	13
ganzen en zwanen	30	n.v.t.	30
eenden	4	n.v.t.	4
reigers	6	n.v.t.	6
roofvogels en uilen	1	n.v.t.	1
steltlopers	4	n.v.t.	4
zangvogels	1028	n.v.t.	1028
Totaal	1285	71	1356

2.2 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 (514 soorten, per 22 augustus 2014).

- 1b – Selectie 213 soorten dwaalgasten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $\leq 10x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen¹, zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase. (hieronder valt bijvoorbeeld wel de sneeuwuil, maar niet de oehoe, omdat laatstgenoemde soort in Nederland jaarlijks tot broeden komt).
- 1c – Selectie 26 zeldzame soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $< 100x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen¹, waarvan het voorkomen zeer verspreid is en zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase.

Resultaat stap 1 is een landelijke groslijst van 275 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 275 soorten (resultaat stap 1).
- 2b – Selectie Soorten die afgelopen 5 jaar niet of nauwelijks (gemiddeld ≤ 5 ex/jaar) in het plangebied aanwezig waren, omdat:
- de soort geen sterke binding heeft met habitatype(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 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.

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

- 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 141 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 (zuid) (soorten 2a minus soorten 2b en minus soorten 2c en minus soorten 2d).

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

3a – Input	Selectie van vogelsoorten die jaarlijks als slachtoffer door aanvaringen of habitatverlies in het plangebied verwacht kunnen worden.
3b – Selectie	Soorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied (n = 128). Het gaat om soorten die slechts twee keer per jaar tijdens de seizoenstrek het plangebied passeren. Vanwege de relatief grote aantallen die per soort passeren, overdag en 's nachts, is vooraf niet uit te sluiten dat jaarlijks één of meerdere exemplaren slachtoffer worden van een aanvaring met een windturbine in het windpark. De betrokken populaties van deze soorten zijn vaak (zeer) groot, zodat het aantal aanvaringslachtoffers ten opzichte van de 1%-mortaliteitsnorm klein is (zie tabel VII.3). De gunstige staat van instandhouding van deze soorten is niet in het geding zoals ook blijkt uit het Kader Ecologie en Cumulatie (Rijkswaterstaat 2015) waarin de cumulatieve effecten als gevolg van 106 windparken op zee in de Zuidelijke Noordzee tot 2020 wordt beschouwd.
3c – Selectie	Soorten die een duidelijke binding hebben met het plangebied en waarvan op jaarbasis één of meerdere slachtoffers door aanvaringen of habitatverlies voor het windpark voorzien worden (n = 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 141 soorten waarvan niet kan worden uitgesloten dat er jaarlijks in het plangebied één of meer slachtoffers door aanvaringen door habitatverlies vallen, ingedeeld in vogels op seizoenstrek (128 soorten) en lokaal verblijvende vogels in de trektijd of in de winter (13 soorten) (Tabel VI.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 (zuid) of sterfte zal optreden als gevolg van habitatverlies. Selectie van soorten heeft plaatsgevonden middels de hiervoor beschreven selectiemethodiek.

3b soorten			
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	tuinfluiter	rouwkwikstaart
zomertaling	houtsnip	zwartkop	boompieper
wintertaling	grutto	sprinkhaanzanger	graspieper
zwarte zee-eend	rosse grutto	snor	oeverpieper
kwartel	regenwulp	spotvogel	vink
blauwe reiger	wulp	kleine karekiet	keep
lepelaar	oeverloper	rietzanger	groenling
dodaars	zwarte ruiters	pestvogel	putter
fuut	groenpootruiter	winterkoning	sijs
roodhalsfuut	tureluur	spreeuw	kneu
kuifduiker	steenloper	beflijster	grote barsijs
geoorde fuut	kokmeeuw	merel	kruisbek
bruine kiekendief	dwergstern	kramsvogel	goudvink
blauwe kiekendief	zwarte stern	zanglijster	appelvink
sperwer	noordse stern	koperwiek	sneeuwgorst
visarend	grote jager	grote lijster	ijsgorst
torenvalk	koekoek	grauwe vliegenvanger	rietgorst
	ransuil		
3c soorten			
noordse stormvogel	dwergmeeuw	zilvermeeuw	grote stern
eider	drieteenmeeuw	kleine mantelmeeuw	visdief
jan-van-gent	stormmeeuw	grote mantelmeeuw	zeekoet
			alk

2.3 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	's nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is	Nee
	<i>Operationele fase</i>			
2	zo klein mogelijk aantal en grotere turbines	Leidt tot minder aanvaringsslachtoffers	Nagegaan wordt of ondergrens in MW's verhoogd wordt (>3 MW) en daarmee aantal turbines verlaagd wordt.	Wordt rekening mee gehouden
3	Hollandse Kust (zuid) zoveel mogelijk aan laten sluiten op windpark Luchterduinen.	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder verstoring	Windpark Luchterduinen is al operationeel. In verband met voorkomen windafvang is aan te houden afstand aan minimum gebonden.	Ja
4	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
5	introduceren van 'doorvliegcorridors' binnen het windpark	Het is onbekend wat de minimale breedte en 'richting' van een 'corridor' zou moeten zijn; bovendien (enigszins) strijdig met 3.	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)
6	zo klein mogelijk oppervlak (minste habitatverlies) windpark	Leidt tot een kleiner totaal oppervlak en daarmee tot minder verstoring	Windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) ligt vast (kavelgrenzen); verkleinen park met behoud vermogen (380 MW is gegeven) leidt tot meer windafvang.	Nee
7	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
8	's nachts aan boord van schepen minimale verlichting voeren, idealiter in een 'vogelvriendelijke' kleur.	Werkt minder verstorend en vogel-aantrekkelijk; mate van mitigatie niet bekend	Schepen zijn verplicht bepaalde verlichting te voeren terwijl voor nachtelijke (constructie)werkzaamheden voldoende verlichting nodig is	Nee
9	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>			

	maatregel	toelichting	haalbaarheid en/of effectiviteit	maatregel selecteren
10	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 2, 9 en 10 kunnen ertoe leiden dat het aantal slachtoffers lager wordt. Van maatregel 9 is op dit moment geen kwantitatieve reductie te bepalen (Krijgsveld *et al.* 2015). De drie 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).

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

2.4 Methode beoordeling sterfte t.o.v. Gunstige Staat van Instandhouding

In VII.2.5 en VII.2.6 wordt onderbouwd of voor de 141 soorten die in theorie jaarlijks slachtoffer in het plangebied kunnen worden, door aanvaringen of habitatverlies, de gunstige staat van instandhouding (GSI) van de soort door de voorspelde sterfte in het geding kan komen.

Ter beoordeling van het effect van het aantal slachtoffers op de GSI van de populatie van een soort, is 1% van de gemiddelde jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie (1%-mortaliteitsnorm, ORNIS Committee) toegepast als een eerste 'grove zeef' (Steunpunt Natura 2000, 2009). Wanneer de sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde sterfte de 1%-mortaliteitsnorm overschrijdt dient nader beoordeeld te worden of er sprake kan zijn van een effect op de GSI van de populatie.

Het effect van de additionele sterfte (oftewel de *extra* sterfte als gevolg van het project bovenop de natuurlijke sterfte) op de GSI van vogelsoorten die geen duidelijke binding hebben met het plangebied en die voornamelijk tijdens seizoenstrek slachtoffer zullen worden, is getoetst aan de flyway-populatie van deze soorten². Voor informatie over de omvang van de voor Nederland belangrijke flyway-populaties van watervogels is gebruik gemaakt van 'Waterbird population estimates' (Wetlands International 2014). Voor een inschatting van de omvang van de voor Nederland relevante flyway-populaties van roofvogels, zangvogels en enkele zeevogels is

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

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.* 2013³).

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).

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

De overgrote meerderheid (128) van de 141 soorten waarvoor niet uitgesloten kan worden dat jaarlijks één of meer individuen slachtoffer zullen worden in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), 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).

Een effect op de GSI kan voor al deze soorten op voorhand met zekerheid uitgesloten worden.

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 (zuid). Voor ordegroottes van aantallen slachtoffers op soortgroepniveau, zie tabel VI.1

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteitsnorm
kleine zwaan	18000	4	0,178	BTO	32
kleine rietgans	63000	5	0,171	BTO	108

³ 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. Rapport 13-243. Bureau Waardenburg, Culemborg.

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteits norm
grauwe gans	610000	5	0,17	BTO	1037
kolgans	1200000	5	0,276	BTO	3312
grote Canadese gans	162500	2	0,276	BTO	449
brandgans	770000	5	0,09	BTO	693
rotgans	200000	5	0,1	BTO	200
bergeend	300000	5	0,114	BTO	342
tafeleend	300000	5	0,35	BTO	1050
kuifeend	1200000	5	0,29	BTO	3480
topper	310000	5	0,52	BTO	1612
krakeend	60000	5	0,28	BTO	168
smient	1500000	5	0,47	BTO	7050
slobeend	40000	5	0,42	BTO	168
wilde eend	4500000	5	0,373	BTO	16785
pijlstaart	60000	5	0,337	BTO	202
zomertaling	2000000	5	0,47	wintertaling	9400
wintertaling	500000	5	0,47	BTO	2350
zwarte zee-eend	550000	5	0,22	BTO	1194
kwartel	1000000	1	0,71	BTO	7100
blauwe reiger	263000	5	0,268	BTO	705
lepelaar	11300	5	0,268	blauwe reiger	30
dodaars	300000	5	0,2	roodhalsfuut	600
fuut	290000	5	0,2	roodhalsfuut	580
roodhalsfuut	42000	5	0,2	BTO	84
kuifduiker	4600	5	0,2	roodhalsfuut	9
geoorde fuut	159000	5	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	5	0,299	meerkoet	299

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteits norm
waterhoen	2700000	5	0,377	BTO	10179
meerkoe	1750000	5	0,299	BTO	5233
scholekster	820000	5	0,12	BTO	984
kluut	146000	5	0,22	BTO	321
bontbekplevier	73000	5	0,228	BTO	166
goudplevier	280000	5	0,27	BTO	756
zilverplevier	250000	5	0,14	BTO	350
kievit	5500000	5	0,295	BTO	16225
kanoet	400000	5	0,159	BTO	636
drieteenstrandloper	120000	5	0,17	BTO	204
bonte strandloper	1330000	5	0,26	BTO	3458
watersnip	2500000	5	0,519	BTO	12975
houtsnip	10000000	5	0,39	BTO	39000
grutto	160000	5	0,06	BTO	96
rosse grutto	120000	5	0,285	BTO	342
regenwulp	190000	5	0,11	BTO	209
wulp	700000	5	0,264	BTO	1848
oeverloper	1500000	5	0,156	BTO	2340
zwarte ruiter	60000	5	0,464	bosruiter	278
groenpootruiter	190000	5	0,464	bosruiter	882
tureluur	400000	5	0,26	BTO	1040
steenloper	45000	5	0,14	BTO	63
grote jager	40000	1	0,07	BTO	28
dwergstern	33000	5	0,101	BTO	33
zwarte stern	500000	5	0,102	grote stern	510
noordse stern	2500000	5	0,1	BTO	2500
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

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteits norm
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
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
roodborsttapuit	1000000	1	0,54	Tapuit	5400
tapuit	1000000	1	0,54	BTO	5400

soort	populatie-grootte	bron ¹	adult sterfte	bron ²	1%-mortaliteits norm
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 barmsijs	1000000	1	0,575	kleine barmsijs	5750
kruisbek	1000000	1	0,537	BTO	5370
goudvink	1000000	1	0,581	BTO	5810
appelvink	1000000	1	0,581	goudvink	5810
sneeuwgor	100000	1	0,37	BTO	370
ijsgor	1000000	1	0,37	sneeuwgor	3700
rietgor	1000000	1	0,458	BTO	4580

¹ Broncode voor populatiegrootte

1. BirdLife International 2004
2. BTO & SOVON 2014. 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).
3. Poot *et al.* 2013
4. Rees & Beekman 2010
5. Wetlands International 2014. 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.

6. BirdLife International 2014. De grauwe pijlstormvogel broedt niet in Europa. Een minimale inschatting van de flyway populatie op basis van informatie uit BirdLife International (2004) is voor deze soort dan ook niet mogelijk. Voor deze soort is bij wijze van *worst case scenario* een populatie van 1.000.000 individuen aangenomen. De broedpopulatie van deze soort (zuidelijk halfrond) is vele malen groter (miljoenen broedparen <http://www.birdlife.org/datazone/species/factsheet/22698209>) en de vogels verspreiden zich buiten het broedseizoen over alle wereldzeeën.

² 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).

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

De overige 13 van de 141 soorten passeren het plangebied niet alleen op seizoenstrek, maar kunnen (in een bepaalde periode van het jaar) ook in (de omgeving van) het plangebied foerageren of rusten. Voor deze soorten is hieronder het mogelijke effect van de voorzienbare sterfte in Kavel III en IV op de GSI nader onderbouwd (Tabel VII.5a en b).

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 in het geval van kavel IV hoger dan de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel VII.5b). 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, eider, drieteenmeeuw, dwergmeeuw, stormmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw, visdief, grote stern, zeekoet en alk op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. Voor de kleine mantelmeeuw is nader onderzocht of de voorspelde additionele sterfte effect heeft op de GSI van de betreffende populaties.

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

soort	populatie-grootte ¹	1%-mortaliteitsnorm	voorspeld # slachtoffers aanvaringen	voorspeld # slachtoffers habitat-verlies	sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
noordse stormvogel	99.158	28	0	0	0,0
jan-van-gent	27.213	22	1	0	<0,1
eider	120.000	36	7	0	0,2
stormmeeuw	30.399	43	19	7	0,6
kleine mantelmeeuw	108.626	95	52	8	0,6
zilvermeeuw	160.000 ²	192	33	5	0,2
grote mantelmeeuw	34.944	30	9	1	0,3
dwergmeeuw	22.577	23	2	1	0,1
drieteenmeeuw	137.200	81	14	7	0,3
grote stern	39.270	40	2	1	0,1
alk	76.926	77	0	3	<0,1
zeekoet	917.063	495	0	15	<0,1

Tabel VII.5b Overzicht van de populatiegroottes en 1%-mortaliteitsnormen waaraan de sterfte van soorten in stap 3c voor Kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) 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. In rood wordt weergegeven wanneer een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm optreedt.

soort	populatie-grootte ¹	1%-mortaliteitsnorm	voorspeld # slachtoffers aanvaringen	voorspeld # slachtoffers habitat-verlies	sterfte als % van jaarlijkse natuurlijke sterfte
noordse stormvogel	99.158	28	0	0	0,00
jan-van-gent	27.213	22	1	0	<0,1
eider	120.000	36	2	0	0,1
stormmeeuw	30.399	43	13	6	0,4
kleine mantelmeeuw	108.626	95	125	27	1,6
zilvermeeuw	160.000 ²	192	43	8	0,3
grote mantelmeeuw	34.944	30	10	2	0,4
dwergmeeuw	22.577	23	5	5	0,4
drieteenmeeuw	137.200	81	11	7	0,2
grote stern	39.270	40	1	1	0,1
alk	76.926	77	0	2	<0,1

Binnen het toetsingskader (zie H2 van het MER) 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). De PBR wordt berekend volgens de formule (Wade 1998):

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

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

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

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

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

Voor de populaties van de kleine mantelmeeuwen in de Nederlandse EEZ is de groeisnelheid (λ_{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 (α) aan te nemen.

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 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 laat namelijk geen duidelijk dalende trend zien.

Tabel VII.6 Berekening van de PBR voor kleine mantelmeeuw in de Nederlandse EEZ in kavel III en IV van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). s = overleving van volwassen vogels, α = leeftijd waarop voor het eerst wordt gebroed, R_{\max} = maximale jaarlijkse reproductie (berekend volgens vergelijking 3), λ_{\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. KLMM = kleine mantelmeeuw.

soort	s	α	λ_{\max}	R_{\max}	N_{\min}	rf	PBR
kleine mantelmeeuw	0,925	4,5	1,10	0,10	204.846	0,5	2.802

Voor kleine mantelmeeuw geldt dat de voorspelde sterfte in kavel III en IV (60 / 152 vogels; zie tabel VII.5a en b) lager ligt dan de berekende PBR voor de populatie in de Nederlandse EEZ. Daarbij moet wel rekening gehouden worden met het feit dat niet alleen de in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) 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 flyway optreedt, zoals bijvoorbeeld in andere windparken op zee.

2.7 Conclusie

Voor de **kleine mantelmeeuw** bedraagt de voorspelde sterfte ten gevolge van een windpark in kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) maximaal 1,6% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de populatie in de Nederlandse EEZ. De voorspelde sterfte ligt echter ver 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 met zekerheid uitgesloten worden dat de realisatie van een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) 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 (zuid) voor de ruige dwergvleermuis 60 slachtoffers per jaar bedraagt (alternatief 1). Voor de rosse vleermuis bedraagt dit 2 slachtoffers per jaar (alternatief 1), en jaarlijks 1 tweekleurige vleermuis. Er zullen geen gewone dwergvleermuizen jaarlijks als slachtoffer vallen. Deze slachtofferaantallen zijn bepaald zonder dat mitigerende maatregelen zijn meegenomen in de berekeningen.

Deze slachtofferaantallen overschrijden de PBR niet (zie KEC, 2015), daarom kan geconcludeerd worden dat zij evenmin leiden tot een aantasting van de gunstige staat van instandhouding voor deze soorten.

4 ZEEZOOGDIEREN

4.1 Inleiding

Tijdens de constructie van kavel III van het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) 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.

4.2 Bruinvissen

Ter beoordeling van het effect van verstoring op de GSI van de bruinvispopulatie op het NCP, is de door de overheid vastgestelde maximaal toelaatbare populatieafname van **255** dieren per aan te leggen kavel uit het SER-akkoord als criterium gebruikt. Wanneer de voorspelde afname onder deze norm blijft, kan een effect op de GSI van de betreffende populatie met zekerheid uitgesloten worden. Wanneer de voorspelde afname deze waarde overschrijdt, kan niet worden uitgesloten dat de GSI in het geding is.

De toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) opgenomen in tabel VII.8. Hieruit blijkt dat de effecten op de GSI in 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.8 Toetsing van de voorspelde afname van de bruinvispopulatie op het NCP als gevolg van heien voor de constructie van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) in verschillende seizoenen. Groen: 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	1.104	1.272	455	524	374	431
Alternatief 2	1.136	1.330	468	549	385	451

4.2.1 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 heil-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. De heiwerkzaamheden uit te voeren in een seizoen met een relatief lage dichtheid van zeezoogdieren en/of
3. Het aantal impulsdagen (= het aantal funderingen) te beperken.

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

- In plangebieden met sterk variabele waterdiepten voor de funderingen locaties met een relatief geringe waterdiepte te kiezen; voor het hele plangebied van windenergiegebied Hollandse Kust Zuid biedt dit echter weinig soelaas, omdat de variatie in waterdiepten relatief beperkt is;
- 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 (bellenschermen e.d.).

Ad 2. 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 verstoringscontour (die uiteraard niet seizoensafhankelijk is) minder bruinvissen bevinden. Het effect op de populatie is daardoor ook kleiner.

Toepassen van gedifferentieerde geluidsnormering

Verschuivingen zijn eerder 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 zo gekozen dat ook

rekening wordt gehouden met eventuele overschrijding tijdens de leerfase in de opstartperiode. Verder zijn de normen zijn zo gekozen dat ook rekening wordt gehouden met eventuele overschrijding tijdens de leerfase in de opstartperiode⁴.

Voor het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) 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 (zuid) lager is. De voorgestelde normstelling staat in onderstaande tabel.

Tabel VII.9 Normstelling voor windparken windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), met verwerking van de opstart 'toeslag van 1 dB'

Hollandse Kust (zuid)	Maximale geluidsbelasting (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ op 750 m)*		
380 MW per kavel	Periode		
# turbines	jan – mei	jun – aug	sep – dec
63 (hier onderzocht)	163	169	171
54	164	170	172
48	165	171	173
42	166	172	174
38 (hier onderzocht)	167	173	175

* 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 verstoringscontour (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.

4.2.2 Gevolgen voor de bruinvispopulatie op het NCP

Tabel VII.10 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_1 niet groter mag zijn dan een bepaalde waarde (zie tabel VII.9). 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 aanleg van kavel III, omdat het steeds gaat om de berekende populatiereductie voor de paalpositie met het grootste effect. In de tabel is te zien dat met een zekerheid van 95% de reductie van de bruinvispopulatie door de aanleg van kavel III niet groter zal worden dan 222 dieren (constructie van alternatief 2 in de periode september -

⁴ 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. 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.

december). De maximaal toelaatbare populatiereductie van 255 dieren per park zal door de aanleg van kavel III voor beide alternatieven in geen enkel geval worden overschreden.

Tabel VII.10 Effecten van heien voor aanleggen van kavel III van windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) (alternatief 1: 63 funderingen, alternatief 2: 38 funderingen) op de bruinvispopulatie op het NCP in verschillende seizoenen en met toepassen van een (gedifferentieerde) geluidsnorm. Bvdd = bruinvisverstoringdagen

	alternatief 1 (63 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	163	16.567	183	167	19.005	210
jun - aug	169	17.563	194	173	18.815	208
sep – dec	171	19.407	214	175	20.160	222

Uit de berekeningen voor een uniforme waterdiepte van 23 meter blijkt dat bruinvissen die zich bij de start van het heien met hei-energie van 3.000kJ (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 2,7 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. Dit zijn afstanden die ruim binnen het bereik van 'Acoustic Deterrent Devices' voor bruinvissen liggen (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_1 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 ongemiteerd heien met een hei-energie van 1.000 kJ op de diepste paalpositie van kavel I (23 m) bedraagt de SEL_1 op 750 m maximaal 176 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Deze waarde ligt nog boven de soepelste geluidsnorm van $SEL_1 = 175$ 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 'Acoustisc Deterrent Devices' kan PTS bij bruinvissen zeker worden voorkomen.

4.3 Zeehonden

Voor zeehonden kunnen populatie-effecten worden uitgesloten, omdat:

- Het tijdelijke effecten betreft (63 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 1 en 38 maal ca. 2 uur heien per etmaal voor alternatief 2);
- Het aantal mogelijk beïnvloede zeehonden beperkt is, omdat de dichtheid van zeehonden binnen het door heigeluid verstoorde gebied relatief laag is (zie Tabel VII.11);

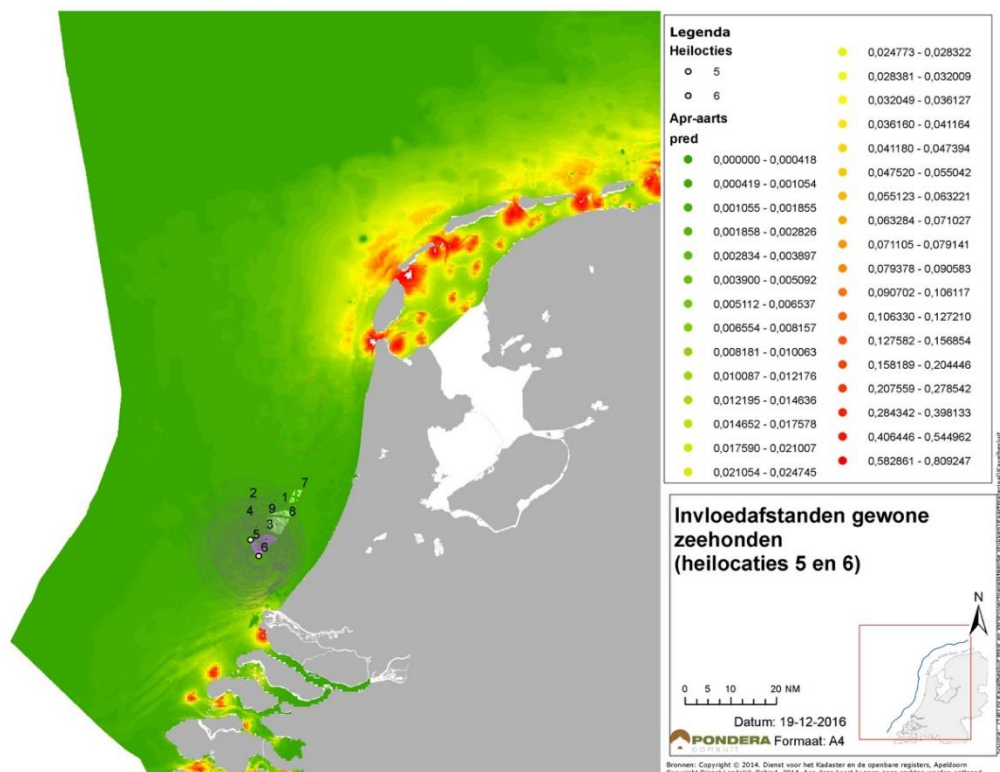
- Het grootste deel van het door geluid beïnvloede gebied van beperkt belang is als foerageergebied (zie **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**), waardoor er geen sprake zal zijn van ‘verdichtingseffecten’ (competitie om voedsel e.d.);
- De afstand tussen de buitenrand van de verstoringscontour en de kust dermate breed is, dat migratieroutes tussen de twee Nederlandse kerngebieden Waddenzee en Deltagebied niet worden geblokkeerd.

Tabel VII.11 aantal zeehonden binnen verstoringscontour bij aanvang van het heien van een fundering 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, i.e. de dieren keren tijdens de bouw steeds terug naar hetzelfde gebied en worden dus meerdere malen verstoord.

Tabel 4.1

	Zonder geluidsnorm	Met geluidsnorm		
		Jan-mei	Jun-aug	Sep-dec
Alternatief 1	12 – 29	3	2	8 – 12
Alternatief 2	24 – 54	6 – 7	4 – 5	17 – 22

Figuur VII.1 Verstoringscontouren (grijze lijnen) voor de zeehond in relatie tot de gemodelleerde dichtheden (voor april) van de gewone zeehond door Aarts (2016) bij heien van funderingen voor windparken in het windenergiegebied Hollandse Kust (zuid).



Voor beide beschouwde alternatieven is de gunstige staat van instandhouding (GSI) voor de gewone zeehond niet in het geding. Voor de grijze zeehond zijn alle berekende verstoringswaarden lager dan voor de gewone zeehond (zie hoofdstuk 7 MER voor nadere toelichting); ook voor de grijze zeehond komt de GSI dan ook niet in het geding.

4.4 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 bruinvissen in alle gevallen zeker niet in het geding komt.

Ten aanzien van de gewone en de grijze zeehond kan worden gesteld dat de GSI zeker niet in het geding komt, ook zonder maatregelen. De maatregel van het toepassen van een maximale toelaatbare geluidsbelasting op een gegeven afstand, leidt door het afnemen van de omvang van de geluidscontour, ook bij zeehonden tot een afname van het aantal verstoorde dieren.

5 BENTHOS

De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet Natuurbescherming, welke geen zoute benthossoorten bevat. In het plangebied komen dus geen benthossoorten voor die opgenomen zijn in de Wet Natuurbescherming.

6 VISSSEN

Op basis van de monitoring van het windpark Egmond aan Zee (Van Hal et al., 2012) is het aannemelijk dat de daar aangetroffen soorten ook voorkomen in het plangebied. Echter, onder de Wet Natuurbescherming (Wnb) vervalt de bescherming van alle zeevissoorten die onder de Flora- en faunawet nog beschermd waren. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Daarmee kunnen negatieve effecten op zeevissoorten op voorhand uitgesloten worden.

7 CUMULATIE

De effecten van een windpark in kavel III en IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid), die hiervoor worden 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 (zuid). 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 worden de gecumuleerde effecten van ongeveer 106 initiatieven die momenteel in de internationale zuidelijke Noordzee (NCP plus België, Duitsland, Denemarken en VK) aanwezig of gepland zijn voor 2023 afgewogen met de Potential Biological Removal (PBR) van de individuele soorten. In deze bijlage worden zowel de cumulatieve slachtoffers in de zuidelijke Noordzee afgezet tegen de PBR van de populatie van de zuidelijke Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, Leopold *et al.* 2015, Van der Wal *et al.* 2015, Gyimesi & Fijn 2015a en b) als de cumulatieve slachtoffers 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.* 2013a, of in het geval van de zilvermeeuw de data afkomstig van SOVON 2015).

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.

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 sterfte uit een populatie (in deze analyse de populatie van de Nederlandse Noordzee of die van de zuidelijke Noordzee) kan worden weggenomen om deze populatie niet te laten uitsterven.

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 zilverbmeeuw), 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 (119%) (tabel VII.8).

Tabel VII.8 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 Kavel III of IV slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven).

Soort	Slachtoffers	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies	PBR	Fractie sterfte tov PBR
	Kavel III / Kavel IV				
kleine mantelmeeuw	60 / 152	8.742	246	7.560	1,19
grote mantelmeeuw	10 / 12	3.146	99	4.144	0,78
zilverbmeeuw	38 / 51	3.152	43	4.184	0,76
jan-van-gent	1 / 1	1.117	105	5.245	0,23
drieteenmeeuw	21 / 18	2.806	731	16.473	0,21
zeekoet	15 / 13	13	3.464	26.641	0,12
alk	3 / 2	29	550	7.129	0,08
eider	7 / 2	1736	40	22.082	0,08
stormmeeuw	26 / 19	1.054	66	22.534	0,05
dwergmeeuw	3 / 10	159	18	3.971	0,04

grote stern	3 / 2	79	11	2.378	0,04
-------------	-------	----	----	-------	------

Naast de zuidelijke Noordzee populatie worden hier ook de aantallen slachtoffers in de Nederlandse parken (OWEZ, Prinsen Amalia Windpark, Luchterduinen, Gemini en de SER parken (1-10)) van het Energieakkoord afgezet tegen de PBR van de Nederlandse populaties (broed- of overwinteringspopulatie). De keuze voor welke populatieschatting wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de schatting conform de door Poot *et al.* 2013 geïdentificeerde kwaliteitsbeperking van meeuwen aan de kust. Uitsluitend kijkend naar het cumulatieve effect van de Nederlandse parken op de Nederlandse populatie blijven bij de meeste soorten het aantal slachtoffers ruim onder de PBR-norm, terwijl bij de zilvermeeuw net onder de PBR-norm (98%) (tabel VII.9). Voor deze soort wordt om de worst-case te waarborgen een strenge PBR-norm gehanteerd (zie Rijkswaterstaat 2015), vanwege de afnemende populatie van deze soort.

Tabel VII.9 Mortaliteit (door aanvaringen en habitatverlies) als gevolg van windturbines in de Nederlandse Noordzee (cf. Rijkswaterstaat 2015, variant 1 in Gyimesi & Fijn 2015b en dit rapport), ook uitgedrukt als fractie van PBR van de Nederlandse populatie voor zeevogels (cf. Rijkswaterstaat 2015), voor vogelsoorten waarvan in Kavel III of IV slachtoffers vallen (de maximale slachtofferaantallen bij Alternatief 1 zijn in de eerste kolom ter vergelijking weergegeven).

Soort	Slachtoffers Kavel III / Kavel IV Hollandse Kust	Cumulatief # slachtoffers door aanvaringen NL parken	Cumulatief # slachtoffers door habitatverlies NL parken	NL- PBR	Fractie sterfte tov NL-PBR
zilvermeeuw	38 / 51	696	10	720 ²	0,98
kleine mantelmeeuw	60 / 152	1.185	26	2.802 ¹	0,43
grote mantelmeeuw	10 / 12	325	5	813 ¹	0,41
jan-van-gent	1 / 1	183	7	527 ¹	0,36
stormmeeuw	26 / 19	190	12	1.305 ¹	0,15
drieteenmeeuw	21 / 18	311	26	3.048 ¹	0,11
dwergmeeuw	3 / 10	56	7	1.269 ¹	0,05
eider	7 / 2	42	2	2.715 ³	0,02
grote stern	3 / 2	15	3	1.298 ¹	0,01
zeekoet	15 / 13	1	136	9.494 ¹	0,01
alk	3 / 2	2	25	1.943 ¹	0,01

¹ Poot et al. 2013a

² Netwerk Ecologische Monitoring 2015

Conclusie

Enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten zeevogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Rijkswaterstaat (2015) concludeerde dat op basis van de worst-case scenario met 3 MW-turbines, de cumulatieve sterfte onder kleine mantelmeeuwen, zilvermeeuwen en grote mantelmeeuwen als gevolg van aanvaringen met en habitatverlies door alle (toekomstige) windparken in de zuidelijke Noordzee in cumulatie met scheepvaart, niet binnen de PBR blijft, en dat daarmee nog niet met zekerheid kan 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 windturbintypes 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, waardoor wel met zekerheid kan worden gezegd dat deze populaties veerkrachtig genoeg zijn om deze additionele sterfte op te vangen.

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 kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid) 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) bepaald dat voor alle soorten de cumulatieve aantallen aanvaringslachtoffers over onder de PBR 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).

Tabel VII.10 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.

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

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 aanvaringslachtoffers bij trekvogels is uitgegaan van een conservatieve benadering (o.a. 50% van de flux op rotorhoogte).

Conclusie

In totaal enkele tientallen tot duizenden slachtoffers van verschillende soorten trekvogels zullen vallen als gevolg van cumulatie met een windpark in Kavel III of IV in windenergiegebied Hollandse Kust (zuid). Het is aannemelijk dat de cumulatieve sterfte onder trekvogels als gevolg aanvaringen met alle (toekomstige) windturbines in de zuidelijke Noordzee voor alle soorten binnen PBR blijft. Bij de kleine zwaan wordt 42% van de PBR behaald door windparken op zee alleen op basis van de huidige conservatieve benadering.

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, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis zijn de drie soorten die door hun voorkomen op de Noordzee potentieel negatief beïnvloed kunnen worden door windparken op zee.

Op basis van Rijkswaterstaat (2015) wordt ingeschat dat 0 tot 1 vleermuis per jaar per turbine als aanvaringslachtoffer valt. In cumulatie zou het dan gaan om maximaal 8000 aanvaringslachtoffers. Een vergroting van de monitoringsinspanning is noodzakelijk om de gedane aannames te valideren.

Conclusie

Uitgaande van de aanname van 8000 additioneel stervende vleermuizen per jaar beschreven door Leopold *et al.* (2015) zou er, bij een conservatieve schatting van de populatiegroottes, bij uitvoering van alle veronderstelde windparken op de zuidelijke Noordzee, wellicht sprake kunnen zijn van een overschrijding van het niveau van PBR voor de ruige dwergvleermuis.

7.3 Zeezoogdieren

In paragraaf 7.6 van het MER zijn de cumulatieve effecten uitgebreid beschreven. De conclusie luidt dat zonder het hanteren van een gedifferentieerde geluidsnorm (toepassen van een maximale toelaatbare geluidsbelasting op afstand van 750 meter, afhankelijk van de hei-periode en het totaal aantal te heien funderingen) significante effecten op de GSI voor bruinvissen niet uit te sluiten zijn. Bij het hanteren van een dergelijke geluidsnorm blijven de effecten op de bruinvis onder de maximaal toelaatbare populatieafname en is de GSI niet in het geding. Voor de gewone en de grijze zeehond geldt dat ook als geen geluidsbeperkende maatregelen worden genomen de GSI als effecten van verschillende initiatieven worden gecumuleerd niet in het geding is. Dat is dus ook niet het geval als deze maatregelen wél worden getroffen.

7.4 Benthos

In het plangebied worden geen benthos soorten verwacht die zijn opgenomen in de toekomstige Wet Natuurbescherming. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wet Natuurbescherming, en dus zijn ook daarin geen benthossoorten beschermd. Het is daarmee ook uitgesloten dat er sprake kan zijn van cumulatieve effecten op benthos.

7.5 Vissen

Onder de Wet Natuurbescherming (Wnb) vervalt de bescherming van alle vissoorten die in het plangebied voorkomen en die onder de Flora- en faunawet nog beschermd waren. De Wet windenergie op zee hanteert dezelfde soortenlijst als de Wnb. Daarmee kunnen negatieve effecten op zeevissoorten op voorhand uitgesloten worden en zijn 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.
- 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.
- Maclean, I.M.D., Wright, L.J., Showler, D.A. & M.M. Rehfish, 2009. A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO Report commissioned by COWRIE Ltd.
- 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, dwergstern, grote jager en zilvermeeuw. (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.
- 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.
- 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.
- 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 2014. "*Waterbird Population Estimates*". Retrieved from wpe.wetlands.org in December 2014.