

GRONINGSE WINDPARKEN

Cumulatie ecologie

21 JULI 2017



Contactpersonen

BENO KOOLSTRA
Senior adviseur ecologie en
natuurwetgeving

M +31 6 2706 0114
E beno.koolstra@arcadis.com

Arcadis Nederland B.V.
Postbus 63
9400 AB Assen
Nederland

Auteurs:

Erik Klop (Altenburg & Wymenga)
Hein Prinsen (Bureau Waardenburg)
Allix Brenninkmeijer (Altenburg & Wymenga)
Beno Koolstra (Arcadis)
Martijn ten Klooster (Pondera)



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu



INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING	4
1 INLEIDING	7
1.1 Aanleiding	7
1.2 Doel	7
1.3 Verantwoording	10
1.4 Leeswijzer	11
2 JURIDISCH KADER EN WERKWIJZE	12
2.1 Juridisch kader: Wet natuurbescherming	12
2.1.1 Gebiedenbescherming	12
2.1.2 Soortenbescherming	12
2.2 Juridisch kader: beoordeling effecten Duitse Natura 2000-gebieden	12
2.3 Werkwijze	13
2.3.1 Selectie van plannen en projecten voor cumulatie	13
2.3.2 Effecten	14
2.3.3 Bepaling aantal slachtoffers per project	14
2.3.4 Bepaling gecumuleerd aantal slachtoffers en inkadering	16
3 CUMULATIE AANVARINGSSLACHTOFFERS	19
3.1 Wijze van beoordelen	19
3.2 Cumulatieve effecten aanvaringsslachtoffers vogels	20
3.2.1 Beoordeling kwalificerende soorten (Natura 2000)	20
3.2.2 Beoordeling niet-kwalificerende soorten (beschermde soorten)	25
3.3 Cumulatieve effecten aanvaringsslachtoffers vleermuizen	25
3.3.1 Cumulatieve sterfte vleermuizen	25
3.3.2 Beoordeling van cumulatieve sterfte	26
3.3.3 Mitigatie door middel van stilstandsvoorziening	34
3.4 Cumulatie andere effecten	35
3.4.1 Barrièrewerking	35
3.4.2 Verstoring/oppervlakteverlies	36
3.4.3 Stikstofdepositie	36

4	BEOORDELING EFFECTEN DUITSE NATURA 2000-GEBIEDEN	37
4.1	Inleiding	37
4.2	Duitse toetsingskader en beoordeling	38
5	CONCLUSIE	41
5.1	Gebiedsbescherming	41
5.2	Soortenbescherming	41
	LITERATUUR	42
	BIJLAGEN	
	BIJLAGE A OVERZICHT SLACHTOFFERAANTALLEN BESCHERMDE SOORTEN	46

SAMENVATTING

In de afgelopen jaren zijn verschillende effectbeoordelingen uitgevoerd van de potentiële negatieve effecten, waaronder mortaliteit onder vogels en vleermuizen, als gevolg van uitbreiding van de windparken Eemshaven en Delfzijl. Deze beoordelingen betroffen de effecten van de individuele windparken en windturbines. Daarnaast is in een ander kader (zoals de besluitvorming over de regionale structuurvisie Eemshaven-Delfzijl) een tweetal overkoepelende studies uitgevoerd naar de effecten van de gezamenlijke uitbreidingen. Inmiddels is voor verschillende van de in ontwikkeling zijnde windparken een vergunning op grond van de Wet natuurbescherming aangevraagd.

In onderhavige rapportage wordt een geactualiseerde, cumulatieve beoordeling van effecten (met name mortaliteit door aanvaringsslachtoffers) gegeven. Daarbij is gecumuleerd met de bestaande windparken en hoogspanningslijnen en de nieuwe en recent vergunde / gerealiseerde projecten. Hierbij is ingegaan op zowel negatieve effecten die relevant zijn in het kader van de gebiedsbescherming (Natura 2000-gebieden) als de soortenbescherming. Dit betreft daarmee tevens potentiële negatieve effecten op Duitse Natura 2000-gebieden. Deze beoordeling is gebaseerd op de meest recente plannen en initiatieven die reeds individueel zijn beoordeeld. Omdat bij de meeste projecten sprake is van verschillende varianten met bijbehorende verschillen in het aantal slachtoffers, is in onderhavige beoordeling voor ieder project de variant waarvoor vergunning is aangevraagd als uitgangspunt genomen. Waar een vergunning is aangevraagd voor een bandbreedte is het relevante maximum als uitgangspunt gehanteerd. Deze ruimte wordt immers ook in de vergunningaanvragen gevraagd. In zijn totaliteit is dus een worst-case berekening gemaakt van de cumulatieve effecten.

Conform de jurisprudentie wordt in deze beoordeling de cumulatieve mortaliteit als gevolg van de verschillende uitbreidingen als verwaarloosbaar klein beschouwd indien deze lager is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de betreffende populatie. Deze '1%-mortaliteitsnorm' is geen wettelijk vastgestelde grens maar wordt gebruikt als 'drempel'. Bij overschrijding van deze 1%-mortaliteitsnorm is soortspecifiek onderzocht of de additionele mortaliteit tot effecten op populatieniveau kan leiden. Dit is gedaan door middel van de zogenoemde 'Potential Biological Removal' (PBR) analyse. Een analyse van de PBR heeft ten doel een inschatting te geven hoeveel sterfte een populatie kan dragen zonder negatieve effecten op de levensvatbaarheid van de populatie.

Uit de analyses is gebleken dat, al dan niet na een beoordeling van de voor de betreffende soort geldende PBR, voor geen van de kwalificerende soorten sprake is van een significant negatief effect. De natuurlijke kenmerken van de beoordeelde Natura 2000-gebieden worden derhalve met zekerheid niet aangetast. De 1%-mortaliteitsnorm is ook berekend voor niet-kwalificerende soorten waaronder slachtoffers worden verwacht. Hierbij is de Nederlandse populatie als uitgangspunt genomen. Deze beoordeling heeft plaatsgevonden voor zowel vogels als vleermuizen. Voor vogels geldt dat de meeste soorten ver onder de 1% norm blijven. Voor 13 soorten is een nadere beoordeling uitgevoerd met behulp van de PBR. Daar blijkt dat voor alle soorten de netto turbinemortaliteit ruim onder de PBR waarden ligt. Negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding kunnen daarom met zekerheid worden uitgesloten. Voor vleermuizen geldt dat effecten op de gunstige staat van instandhouding kunnen worden uitgesloten, mede indien uit wordt gegaan van een stilstandvoorziening als mitigerende maatregel.

In deze beoordeling zijn ook de mogelijke effecten van de initiatieven op Duitse Natura 2000-gebieden onderzocht. Het Duitse toetsingskader hanteert veiligheidszones. De 'zachte veiligheidsafstand' is ingesteld als bufferzone rondom de 'harde veiligheidsafstand' en dient, naast het beschermen van de kwalificerende soorten van het Natura 2000-gebied, voor de instandhouding van broed-, rust- en foerageergebieden in de omgeving van beschermde gebieden. De meest gevoelige soort is bepalend voor de te hanteren afstand. De betreffende windparken liggen geheel buiten de harde veiligheidsafstand, maar deels binnen de zachte veiligheidsafstand. In het geval van het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und Angrenzendes Küstenmeer en Hund und Paapsand bedraagt de zachte veiligheidsafstand 3 kilometer. Deze is ingesteld om slaap- en rustgebieden van kwalificerende ganzensoorten veilig te stellen. De voor deze

gebieden kwalificerende ganzensoorten slapen echter niet in het Eemshavengebied of in de omgeving van Delfzijl. Dat betekent dat de zachte veiligheidsafstand voor zover die met de nieuwe turbineposities overlapt niet relevant is. Vanuit de Duitse beoordelingsmethodiek zijn er dus geen belemmeringen voor het plaatsen van windturbines in deze zone.

Samengevat komt uit de beoordeling van de effecten van de windparken bij Eemshaven en Delfzijl, waarvoor besluitvorming in het kader van de Wnb in voorbereiding is, naar voren dat de gezamenlijke effecten met zekerheid niet leiden tot significant negatieve effecten op de instandhoudingsdoelstellingen en daarmee de natuurlijke kenmerken van Natura 2000-gebieden, zowel in Nederland als in Duitsland. Tevens zijn er geen negatieve gevolgen voor de gunstige staat van instandhouding van beschermde vogel- en vleermuissoorten.

1 INLEIDING

1.1 Aanleiding

De realisatie van de provinciale doelstellingen voor windenergie worden in de provincie Groningen voor het grootste gedeelte gerealiseerd in en om de Eemshaven en Delfzijl. De locaties voor deze windparken zijn aangewezen in de landelijke Structuurvisie Wind op land voor een deel en volledig in de provinciale planvorming, recent bevestigd in de Regionale structuurvisie Eemsmoond-Delfzijl. Voor een aantal windparken bij Eemshaven en Delfzijl is een vergunningsaanvraag in voorbereiding. Het gaat daarbij onder meer om een vergunning in het kader van artikel 2.7 lid 2 en/of ontheffing in het kader van artikelen 3.1 en 3.5 van de Wet natuurbescherming (Wnb). Voor ieder van de betreffende aanvragen zijn de effecten van het desbetreffende windpark onderzocht en getoetst. Ten behoeve van de besluitvorming in het kader van de Wnb is een cumulatieve beoordeling van de effecten eveneens gewenst. Dit speelt met name bij de aanvaringssslachtoffers. Wanneer van een individueel windpark is geconcludeerd dat het aantal slachtoffers toelaatbaar is, wil dat nog niet zeggen dat het aantal slachtoffers wat de gezamenlijke parken vragen ook toelaatbaar is. Complicerende factor op projectniveau daarbij is dat formeel slechts cumulatie plaatsvindt met plannen en projecten waarover besluitvorming heeft plaatsgevonden.

Daarom is in overleg met de initiatiefnemers van de windparken (zie Tabel 1) en de betrokken adviesbureaus (Bureau Waardenburg, Altenburg & Wymenga, Pondera Consult, Arcadis) besloten tot het opstellen van dit gezamenlijk rapport waarin de cumulatie van aanvaringssslachtoffers en de effecten op Natura 2000-gebieden zijn beschreven en getoetst.

1.2 Doel

In de afgelopen jaren zijn verschillende effectbeoordelingen uitgevoerd van de potentiële negatieve effecten, waaronder mortaliteit onder vogels en vleermuizen, als gevolg van uitbreiding van de windparken Eemshaven en Delfzijl. Deze beoordelingen betroffen de potentiële negatieve effecten van de individuele windparken (bijvoorbeeld windpark Oostpolder, windpark Uitbreiding Delfzijl-Zuid, enzovoorts). Daarnaast is in het kader van de provinciale besluitvorming op het niveau van de structuurvisie Eemsmoond-Delfzijl een tweetal overkoepelende studies uitgevoerd naar de effecten van de gezamenlijke uitbreidingen (Klop et al. 2014, Arcadis 2016).

Inmiddels is voor verschillende van de in ontwikkeling zijnde windparken een vergunning op grond van de Wet natuurbescherming aangevraagd. Hierbij gaat het om zowel gebiedsbescherming (soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen gelden voor Natura 2000-gebieden) als soortenbescherming. Voor de windparken is op grond van de vergunningsaanvragen duidelijk welk aantal turbines wordt gerealiseerd, op welke posities deze zijn voorzien en met welke (bandbreedte aan) afmetingen. Aangezien de nieuwe windparken naar verwachting omstreeks hetzelfde moment een vergunning en ontheffing op grond van de Wet natuurbescherming ontvangen is verzocht de gecombineerde effecten te beoordelen. Deze beoordeling is gebaseerd op de diverse studies en beoordelingen voor de individuele uitbreidingslocaties (zie ook Tabel 1 Figuur 1 en Figuur 2). In de figuren 1 en 2 zijn niet alleen de uitbreidingsplannen opgenomen maar ook de bestaande turbines. In onderstaand overzicht zijn deze alle opgenomen.

Eemshaven:

- **Windpark Zuidoost**
Deze uitbreiding heeft betrekking op 5 nieuwe turbines ten zuidoosten van de Eemshaven. De ecologische effecten zijn beschreven in BugelHajema (2017).
- **Windpark Oostpolder**
Dit initiatief bestaat uit 21 nieuwe turbines ten zuiden van de Eemshaven; de verwijdering van 10 bestaande turbines is onderdeel van dit windpark. De ecologische effecten zijn beschreven in Brouwer et al. (2017).
- **Windpark Oostpolderdijk**
Hier worden 3 turbines geplaatst op de dijk in de zuidoosthoek van de Eemshaven. De ecologische effecten zijn beschreven in Kleyheeg-Hartman et al. (2017) en de passende beoordeling dijkversterking Eemshaven Delfzijl, Buro Bakker maart 2016.

- **Windturbines Strekdammen**

Ter hoogte van de twee strekdammen bij de havenmond zijn twee nieuwe turbines voorzien. De effecten zijn onafhankelijk van elkaar getoetst in Engels et al. (2017) en Brenninkmeijer & Klop (2017).

- **Twee RWE-turbines Eemshaven**

Ter hoogte van de helihaven worden twee turbines weggehaald en vervangen door twee nieuwe turbineposities elders in de Eemshaven. De ecologische effecten zijn beschreven in Engels & Gyimesi (2017).

Delfzijl:

- **Windpark Geefsweer**

Dit deelgebied ligt ten westen van het bestaande windpark Delfzijl en bestaat uit 14 turbines. De ecologische effecten zijn beschreven in de Passende Beoordeling Windpark Geefsweer (Arcadis 2017).

- **Windpark uitbreiding Delfzijl-Zuid**

De uitbreiding aan de zuidkant heeft bestrekking op 16 turbines. De ecologische effecten zijn beschreven in Klop & Brenninkmeijer (2017b).

- **Windpark Oosterhorn**

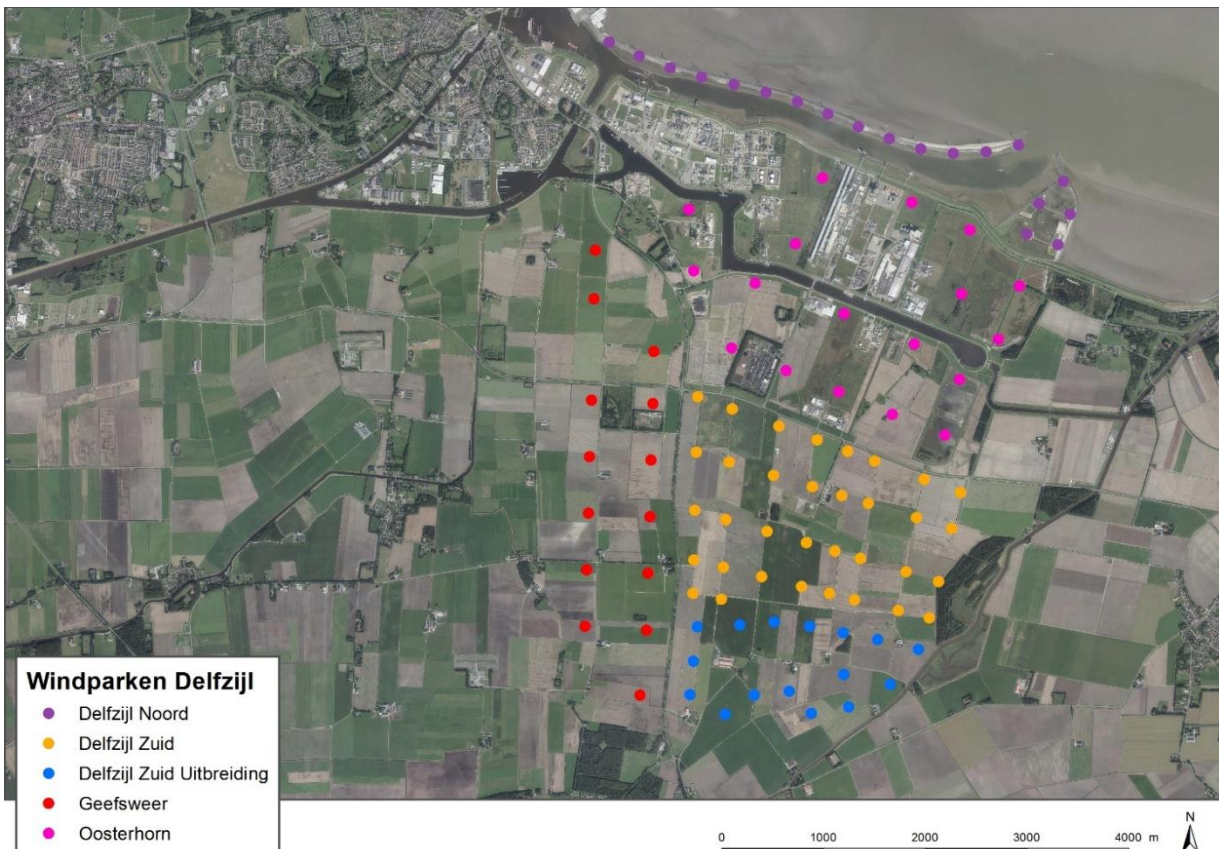
Dit initiatief bestaat uit 18 turbines in het industriegebied ten noorden van het bestaande windpark. De ecologische effecten zijn beschreven in de passende beoordeling MER Oosterhorn (Arcadis 2016) en Klop & Brenninkmeijer (2017a).

Tabel 1 Nieuwe windparken Eemshaven en Delfzijl

Naam Windpark	Initiatiefnemer/Eigenaar	Aantal windturbines	Rotordiameter min-max (m)	Ashoogte min-max (m)
Oostpolderdijk	innogy Windpower Netherlands (innogy)	3	100	100
Oostpolder	Waddenwind B.V./ innogy	21	125-145	135-166
Strekdammen Eemshaven	Windpark Strekdammen B.V.	2	150-165	120-145
Eemshaven Zuidoost	Bakker Bierum Registergoed B.V.	5	100-136	99-132
Geefsweer	Millenergy V. O. F.	14	120-145	125-145
Delfzijl Zuid Uitbreiding	Koepel Windpark Delfzijl Zuid Uitbreiding	16	104-136	100-136
Oosterhorn	Millenergy	18	145	145
innogy Eemshaven	innogy Windpower Netherlands B.V.	2	120-145	120-140



Figuur 1 Windparken Eemshaven. De parken Deltanoord, Emmapolder, Growind, Intocon, WP Eems en Westereems zijn bestaande parken.



Figuur 2 Windparken Delfzijl. De parken Delfzijl Zuid en Delfzijl Noord zijn bestaande parken.

Voor de beoordeling wordt aanvullend rekening gehouden met autonome ontwikkelingen. Dit betreft activiteiten die recent zijn gerealiseerd of waarvoor een vergunning of ontheffing is verleend op grond van de Wet natuurbescherming, maar de effecten daarvan nog geen onderdeel zijn van de achtergrond of referentiesituatie.

Het betreft:

- **Windpark Delfzijl-Noord (Schermdijk & Pier van Oterdum)**
Het recent gerealiseerde windpark Delfzijl-Noord wordt sinds het gereedkomen in 2015 gemonitord. De mortaliteit is gebaseerd op de data uit 2016, het eerste volledige monitoringsjaar (zie Brenninkmeijer et al. 2017ba)
- **Windpark Delfzijl-Zuid**
Dit park is medio 2000 gerealiseerd en bestaat uit 34 turbines. Er is 5 jaar gemonitord; de resultaten zijn beschreven door Brenninkmeijer & Van der Weyde (2011).
- **Windpark Eemshaven**
Dit park is eind 2000 gerealiseerd en bestaat uit 88 turbines. Er is 5 jaar gemonitord; de resultaten zijn beschreven door Klop & Brenninkmeijer (2014).
- **Windturbine Intocon – nabij Oostpolderdijk**
Dit betreft de realisatie van een windturbine in het zuidoosten van de Eemshaven. De ecologische effecten zijn beschreven door Gyimesi et al. (2015).
- **Opschaling windturbines Growind**
Dit initiatief behelst de vervanging van twee turbines (M9 en M15) en het verwijderen van M14 in de oostlob van de Eemshaven. De ecologische effecten zijn beschreven in Klop (2017).
- **Windpark Fryslân**
Dit inmiddels vergunde windpark bestaat uit 89 turbines en ligt in het IJsselmeer ten zuiden van de Afsluitdijk. De ecologische effecten zijn beschreven in de Passende Beoordeling en bijbehorende aanvullingen (Ten Klooster 2015, Ten Klooster et al. 2016).
- **Windpark Wieringermeer**
Dit grote windpark in de kop van Noord-Holland bestaat uit 99 turbines. De ecologische effecten zijn beschreven in Kleyheeg et al. (2014) en Van Vliet et al. (2014).
- **Bestaande 380 kV lijnen Eemshaven**
In 2010 is het tracé van ruim 4 km aan hoogspanningslijnen in de Eemshaven gerealiseerd. Het aantal aanvaringssslachtoffers is vijf jaar gemonitord (Brenninkmeijer et al. 2017b).
- **Nieuwe 380 kV lijnen Eemshaven**
In 2017 wordt een tijdelijk tracé van ca. 2,6 km gerealiseerd ten zuiden van het bestaande tracé. De ecologische effecten zijn beschreven in Antea (2017).
- **Overige autonome ontwikkelingen**
Er is een aantal andere projecten recent vergund of al langer geleden vergund maar pas recent of binnenkort in uitvoering:
 - Kwelderlandschap Marconi Buitendijks
 - Vaargeulverruiming Eemshaven- Noordzee
 - Dijkversterking Eemshaven – Delfzijl
 Deze projecten worden weliswaar in de directe omgeving van de wind-initiatieven uitgevoerd, maar hebben anderssoortige effecten (oppervlakteverlies in de Waddenzee, verstoring van zeezoogdieren en vissen) dat cumulatie niet relevant is.

1.3 Verantwoording

Dit rapport is tot stand gekomen in samenwerking tussen de bij de diverse initiatieven betrokken adviesbureaus, die ieder een bijdrage aan het rapport hebben geleverd.

- Altenburg & Wymenga (Erik Klop, Allix Brenninkmeijer) berekenden de cumulatieve slachtofferaantallen voor vogels en werkten de beoordelingen per soort uit.
- Bureau Waardenburg (Hein Prinsen) berekende de cumulatieve slachtofferaantallen voor vleermuizen en werkte de beoordeling per soort uit.
- Arcadis (Beno Koolstra) beschreef de cumulatie van andere effecten dan aanvaringssslachtoffers, beoordeelde de effecten op Duitse Natura 2000-gebieden en voerde de redactie van het eindrapport.

- Pondera Consult (Martijn ten Klooster) heeft geparticipeerd in de totstandkoming van de rapportage als het gaat om de aanpak voor de gecumuleerde beoordeling en de aansluiting op de betrokken windprojecten.

Hoewel ieder bureau en betrokken auteur een eigen bijdrage heeft geleverd is het eindproduct een gezamenlijk gedragen tekst, waarbij over en weer kwaliteitscontrole heeft plaatsgevonden.

De ecologische onderzoeken zijn uitgevoerd door verschillende ecologische bureaus. Voor onderhavige beoordeling zijn de resultaten voor alle deelgebieden samengevoegd in nauw overleg tussen de betrokken bureaus. Zowel de aanpak als de resultaten zijn gezamenlijk vastgesteld. Vanwege de methodische verschillen leidt deze samenvoeging onvermijdelijk tot enige inconsequenties. Het totaaloverzicht is echter een realistisch en maximum effect voor de betreffende soorten waarvoor eventueel sprake kan zijn van negatieve effecten. De effecten zijn bepaald op basis van de meest recente inzichten en best beschikbare wetenschappelijke kennis van de gezamenlijke ecologische bureaus.

1.4 Leeswijzer

In het volgende hoofdstuk is het juridisch kader beschreven en wordt de aanpak toegelicht. Daar is onder meer beschreven welke projecten naast de windparken waarvoor dit rapport is opgesteld in de cumulatieberekening zijn betrokken, op welke wijze het gecumuleerde effect is bepaald en op welke wijze zal worden getoetst.

De cumulatie van de windparken en hoogspanningslijnen is beschreven in hoofdstuk 3. De beoordeling specifiek van effecten op Duitse Natura 2000-gebieden is beschreven in hoofdstuk 4.

2 JURIDISCH KADER EN WERKWIJZE

2.1 Juridisch kader: Wet natuurbescherming

Voor het algemene wettelijk kader wordt verwezen naar de toetsing van de desbetreffende windparken. In onderstaande wordt alleen ingegaan op het wettelijk kader met betrekking tot cumulatie.

2.1.1 Gebiedenbescherming

De wet laat het niet toe zonder vergunning een project uit te voeren dat -gelet op de instandhoudingsdoelstellingen van een Natura 2000-gebied- de kwaliteit van de natuurlijke habitats of habitats van soorten in dat gebied kan verslechteren of een significant verstoring effect kan hebben op de soorten waarvoor dat gebied is aangewezen (art 2.7 lid 2). Wanneer het een project betreft dat niet direct verband houdt met, of nodig is voor het beheer van een gebied, en dat afzonderlijk of in cumulatie significante gevolgen kan hebben voor een Natura 2000-gebied, wordt de vergunning niet verleend nadat uit een Passende Beoordeling is gebleken dat de natuurlijke kenmerken van het gebied niet worden aangetast (art 2.7 lid 3 onder a en art 2.8 lid 1).

Dat betekent dus dat niet alleen de effecten van een afzonderlijk project moeten worden getoetst, maar dat deze effecten ook in cumulatie met alle andere plannen en projecten moeten worden beschouwd. Uit vaste jurisprudentie van de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State (ABRvS) volgt dat cumulatie beoordeeld moet worden met projecten die al wel vergund, maar nog niet zijn uitgevoerd. Voor de volledigheid zijn in onderhavige studie ook projecten betrokken die zo recent zijn uitgevoerd dat de effecten daarvan nog geen onderdeel zijn van de achtergrond of referentiesituatie.

Voor onderhavige toetsing is voor vogelslachtoffers gekozen ook alle bestaande windparken in de Eemshaven en Delfzijl met effecten op de Waddenzee in de toetsing te betrekken. Voor parken die al geruime tijd in bedrijf zijn is dit niet nodig omdat de effecten daarvan al onderdeel zijn van de gebruikte referentiesituatie (populatieomvang van betrokken soorten). In onderhavige studie is er echter voor gekozen deze informatie op te nemen aangezien dit aansluit op hetgeen is opgesteld in het kader van de regionale structuurvisie Eemsmond-Delfzijl.

De toetsing in het kader van Natura 2000 richt zich op het Natura 2000-gebied Waddenzee, dat grenst aan de locaties van de windparken. Effecten op andere Natura 2000-gebieden zijn in de toetsingen van de afzonderlijke windparken uitgesloten. Cumulatieve effecten voor andere Natura 2000-gebieden dan de Waddenzee zijn dan ook niet aan de orde.

2.1.2 Soortenbescherming

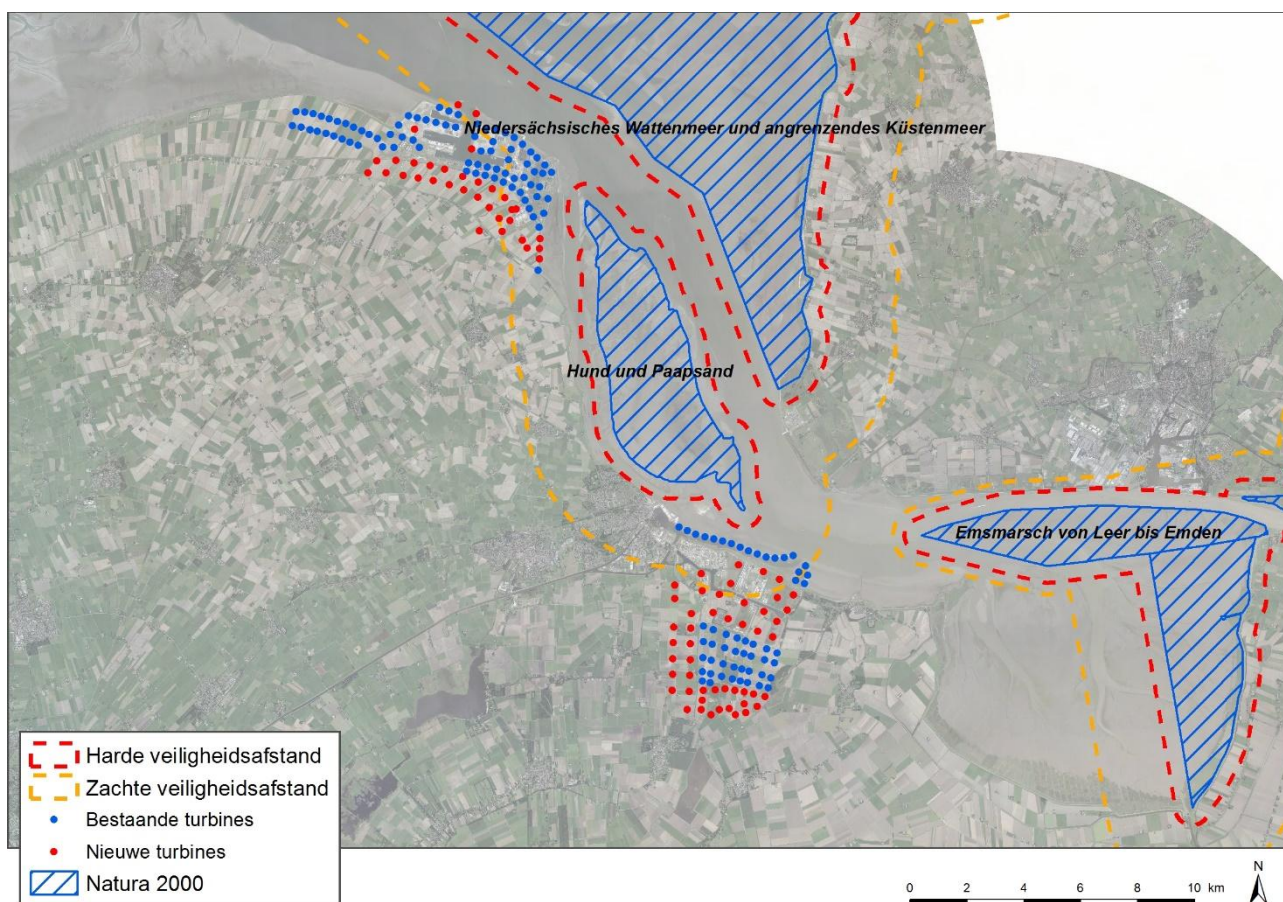
De Wet natuurbescherming schrijft in hoofdstuk 3 een cumulatietoets niet expliciet voor. Eén van de voorwaarden die in de wet gesteld is aan het kunnen verlenen van een ontheffing is echter dat er geen verslechtering mag zijn van de staat van instandhouding van de betreffende soorten. Om dat objectief in beeld te kunnen brengen voor onderhavige situatie waarin over 8 windparken tegelijkertijd besluitvorming plaatsvindt is het niet zorgvuldig alleen naar de effecten van het betreffende windpark te kijken, maar zijn ook de effecten van andere windparken in de beoordeling betrokken.

2.2 Juridisch kader: beoordeling effecten Duitse Natura 2000-gebieden

In de nabijheid van de windparken bevinden zich ook een aantal andere Natura 2000-gebieden waarvoor in potentie effecten optreden. Dit betreft Natura 2000-gebieden in Duitsland. De wijze waarop in Duitsland de effecten van windparken worden beoordeeld verschilt wezenlijk van de Nederlandse methode. De Duitse methode hanteert zones rondom Natura 2000-gebieden waar geen windparken mogen worden gebouwd (harde veiligheidsafstand), en ruimere zones om Natura 2000-gebieden waar alleen met terughoudendheid en na toetsing windturbines kunnen worden geplaatst (zachte veiligheidsafstand). De afstand waarop deze zones van een Natura 2000-gebied liggen, is afhankelijk van de gevoeligheid van de soorten waarvoor een

gebied kwalificeert, en kan dus per Natura 2000-gebied verschillen. In het document “Änderung und Ergänzung des Regionalen Raumordnungsprogramms für den Landkreis Leer 2006 Sachlicher Teilabschnitt Windenergie¹” heeft de Kreisverwaltung (districtsbestuur) van het Landkreis Leer zijn de gehanteerde harde en zachte veiligheidsafstanden van de gebieden per Natura 2000-gebied nader gemotiveerd op basis van de gevoeligheid en het gebiedsgebruik van de kwalificerende soorten van het betreffende gebied.

In de onderstaande afbeelding zijn deze zones voor de relevante Duitse Natura 2000-gebieden weergegeven. Uit de figuur volgt dat geen van de Nederlandse windparken binnen de harde veiligheidsafstand (600 meter voor alle gebieden) ligt, maar dat een deel van de nieuwe turbines in de Eemshaven en bij Delfzijl binnen de zachte veiligheidsafstand (3.000 meter voor Niedersächsisches Wattenmeer en 1000 meter voor Emsmarsch) liggen. In hoofdstuk 4 is derhalve een nadere beoordeling uitgevoerd.³



Figuur 3 Harde en zachte veiligheidsafstand rondom Duitse Natura 2000-gebieden

2.3 Werkwijze

2.3.1 Selectie van plannen en projecten voor cumulatie

Alle Nederlandse windparken en hoogspanningslijnen met effecten op kwalificerende en beschermde soorten die in de omgeving van de te toetsen windparken voorkomen, maken onderdeel uit van de cumulatietoets. Ook projecten die al langere tijd geleden zijn gerealiseerd maken onderdeel uit van deze toets. In de analyses en beschrijving van de resultaten is wel onderscheid gemaakt tussen de reeds bestaande initiatieven (de huidige windparken en windturbines in en rondom de Eemshaven en Delfzijl, en

¹ Wijziging en aanvulling van het regionale programma voor ruimtelijke indeling voor de Landkreis Leer, onderdeel Windenergie (verder in dit rapport “regionale programma”)

het huidige 380 kV hoogspanningstracé), de initiatieven die recent zijn gerealiseerd of inmiddels zijn vergund (Delfzijl-Noord, nieuwe 380 kV hoogspanningstracé, windparken Fryslân en Wieringermeer) en de nieuwe initiatieven die nog niet zijn vergund (zie paragraaf 1.2).

2.3.2 Effecten

Het belangrijkste effect van windparken is sterfte van vogels en vleermuizen als gevolg van direct contact met de turbinebladen of fataal letsel door drukverschillen tijdens het op korte afstand passeren van de turbinebladen. Andere effecten zijn barrièrewerking, verstoring (visueel, geluid, trilling), ruimtebeslag en stikstofdepositie. Voor elk van deze effecten wordt in het vervolg van dit rapport beschreven wat de cumulatie is van de verschillende windparken en andere projecten.

2.3.3 Bepaling aantal slachtoffers per project

Bepaling mortaliteit

In grote lijnen volgt deze beoordeling de methodiek zoals uiteengezet in voorgaande beoordelingen voor de uitbreidingslocaties rondom de Eemshaven en Delfzijl (zie paragraaf 1.2). Hierbij zijn de verwachte aantallen slachtoffers voor alle deellocaties bij elkaar opgeteld. Voor de meeste deellocaties is sprake van verschillende varianten (afmetingen van windturbines) met bijbehorende verschillen in het aantal slachtoffers. In onderhavige beoordeling is voor ieder deelgebied de worst-case variant als uitgangspunt genomen, aangezien deze ruimte ook in de vergunningaanvragen wordt gevraagd. In zijn totaliteit is dus een worst-case berekening gemaakt van de cumulatieve effecten. Om echter een onrealistische stapeling van worst-cases te voorkomen, zijn de analyses gebaseerd op de gemiddelde aantallen slachtoffers (en niet een eventuele bovengrens) per soort en deelgebied zoals die in de rapportages zijn opgenomen. Indien in de beoordeling van een individueel park een minimum-maximum range is gegeven van het mogelijke aantal slachtoffers, is het gemiddelde als uitgangspunt genomen.

De ecologische onderzoeken zijn uitgevoerd door verschillende ecologische bureaus. Voor onderhavige beoordeling zijn de berekeningen voor alle deelgebieden samengevoegd in nauw overleg tussen de betrokken bureaus. Zowel de aanpak als de resultaten zijn gezamenlijk vastgesteld. Vanwege de methodische verschillen leidt deze samenvoeging onvermijdelijk tot enige inconsequenties in de slachtofferbepaling, zowel qua soortenspectrum als qua aantallen. Het totaaloverzicht is echter een realistisch en maximum aantal slachtoffers voor de betreffende soorten waarvoor eventueel sprake kan zijn van negatieve effecten als gevolg van aanvaringslachtoffers. De effecten zijn bepaald op basis van de meest recente inzichten en best beschikbare wetenschappelijke kennis van de gezamenlijke ecologische bureaus.

Hieronder wordt een beknopte samenvatting gegeven van de methodes om de mortaliteit te berekenen; voor meer details wordt verwezen naar genoemde bronnen. Door wijzigingen in de uitbreidingsplannen ten opzichte van eerder getoetste scenario's, onder meer met betrekking tot de exacte configuraties en turbinetypen, kunnen de resultaten van de berekeningen afwijken van eerdere rapportages.

Omrekening op basis van monitoringdata

In verschillende beoordelingen is gebruik gemaakt van empirische data uit de vijfjarige monitoringsprogramma's naar mortaliteit die in beide windparken zijn uitgevoerd (Brenninkmeijer & Van der Weyde 2011, Klop & Brenninkmeijer 2014) en onder de bestaande 380 kV lijnen (Brenninkmeijer *et al.* 2017).

Bij het bepalen van de mortaliteit wordt gebruik gemaakt van 'referentieturbines' in het bestaande windpark. Deze referentieturbines hebben een vergelijkbare ligging (en daarmee waarschijnlijk vergelijkbare aantallen slachtoffers) als bepaalde turbinegroepen binnen de uitbreidingslocaties. De verwachte mortaliteit bij de verschillende uitbreidingslocaties is vervolgens afgeleid van de mortaliteit bij deze referentieturbines.

De turbines in de nieuwe windparken betreffen veelal grotere turbines dan de referentieturbines. Naast het effect van locatie en terreintype, zijn ook de afmetingen van een turbine van invloed op de aanvaringskans. Hierbij zijn met name het rotoroppervlak, de draaisnelheid, de totale hoogte (tiphoogte) en de afstand van de grond tot de rotor van belang. De internationale literatuur naar de effecten van turbinegrootte op vogelaanvaringen laat geen eenduidig beeld zien. Verschillende studies tonen aan dat sprake is van een verband tussen turbinegrootte en het aantal slachtoffers; in andere studies wordt dat verband echter niet

gevonden. Een overzicht van deze studies wordt gegeven in Klop et al. (2014), en meer details en achtergronden zijn te vinden in die bron. Vanwege deze resultaten met betrekking tot de effecten van turbinegrootte zijn in een aantal voorgaande beoordelingen twee scenario's doorgerekend, waarin al dan niet wordt gecorrigeerd voor turbinegrootte (conform de methode in Klop et al. 2014). Het gebruik van correctiefactoren voor turbinegrootte leidt automatisch tot een hogere inschatting van de verwachte mortaliteit, en kan worden gezien als sterk 'worst-case' scenario. In onderhavige beoordeling wordt alleen gerekend op basis van correctie voor turbinegrootte, en de hier gepresenteerde uitkomsten zijn derhalve als worst-case te beschouwen.

Correctie voor turbinegrootte vindt plaats op basis van de studie van Loss et al. (2013). Deze studie laat een significant verband zien tussen de ashoogte van een turbine en het aantal slachtoffers. Daarbij zijn de onderzoeksresultaten van een groot aantal turbines verwerkt. De ashoogte is daarbij gehanteerd als maat voor de turbinegrootte en betekent ook dat in de regel sprake is van een grotere rotordiameter. Op basis van het regressiemodel van Loss et al. (2013) kan het verwachte aantal slachtoffers worden berekend bij een bepaalde ashoogte.

Methodiek slachtoffermonitoring

In zowel Windpark Eemshaven als Windpark Delfzijl is gedurende een periode van vijf jaar onderzocht hoeveel slachtoffers worden veroorzaakt, en onder welke soorten, door de windturbines. Dit is bepaald door onder een representatieve selectie van de turbines naar turbineslachtoffers te zoeken. Als straal van de zoekcirkel werd de gemiddelde tiphoogte van de turbines aangehouden.

De doodsoorzaak van de gevonden vogels kan niet altijd met zekerheid worden vastgesteld. Dit wordt beïnvloed door de versheid van het kadaver, de weersomstandigheden, de mate waarin het is aangevreten door aaseters en de hoeveelheid overblijfselen. Aan de hand van de verwondingen en vindplaats is bepaald of een vogel als zeker turbineslachtoffer kan worden geclassificeerd, als mogelijk turbineslachtoffer, of dat sprake is van een andere doodsoorzaak.

De vogels die onder de turbines zijn gevonden geven geen volledig beeld van de werkelijke mortaliteit, aangezien niet alle slachtoffers worden gevonden. Een deel wordt door roofdieren en aaseters verwijderd, en een deel is wel aanwezig maar wordt niet gevonden, bijvoorbeeld doordat de vogels verscholen liggen in de vegetatie. De gevonden aantallen zijn daarom gecorrigeerd voor de predatiekans en de vindkans. Ook is rekening gehouden met het percentage afzoekbaar oppervlak. Zonder deze correcties geven de gevonden aantallen een ernstige onderschatting van het werkelijke aantal aanvaringsslachtoffers (met name bij kleine soorten).

De vindkans en predatiekans zijn bepaald door middel van verschillende predatie- en vindkansproeven. Deze predatieproeven bestaan uit het uitleggen van een aantal dode vogels van verschillende grootteklassen, waarna door een onderzoeker regelmatig gecontroleerd wordt welke vogels verdwenen en/of verplaatst zijn. Uit de proeven blijkt dat met name in de eerste week veel slachtoffers worden verwijderd door predatoren, en dus niet gevonden kunnen worden door de onderzoekers. Na de eerste week neemt de predatiekans sterk af. Dit is mogelijk een effect van detectie (geur) of van verminderde aantrekkelijkheid van oude karkassen voor predatoren. Ook is sprake van een sterk effect van lichaamsgrootte: kleine vogels (<100g) worden sterker gepredeerd dan grote vogels (>100 g). Na vier dagen is ongeveer de helft van alle uitgelegde kleine vogels verdwenen, tegenover slechts 10% van de grote vogels.

Vanwege de hogere vindkans en lagere predatiekans van grote vogels, kunnen de aantallen grote vogels (bijv. meeuwen, steltlopers) nauwkeuriger worden geschat dan bij kleine vogels. Aangezien vrijwel alle soorten van de Vogelrichtlijn die zijn aangewezen voor Natura 2000-gebied Waddenzee grote vogels zijn, kunnen de aantallen slachtoffers onder kwalificerende soorten relatief nauwkeurig worden geschat.

Inschatting op basis van intensiteit vliegbewegingen

Vleermuizen

In 2014 is gedurende een geheel seizoen (april t/m half oktober) de vleermuisactiviteit gemeten vanuit de gondel van vier bestaande windturbines in het Eemshavengebied (Boonman et al. 2015). Aan de hand van deze activiteitsmetingen is voor windpark Oostpolderdijk en voor de twee windturbines in ontwikkeling van innogy in de haven berekend hoeveel aanvaringsslachtoffers er jaarlijks voorkomen en gedurende welke omstandigheden deze slachtoffers optreden. Het aantal aanvaringsslachtoffers is berekend met het BMU

model “BCGondel Chiroptera” dat in Duitsland is ontwikkeld (Brinkmann et al. 2011). Het model gebruikt behalve het aantal opgenomen vleermuizen ook de windsnelheid om het aantal slachtoffers te berekenen. Het gebruik van de windsnelheid in het model ligt voor de hand omdat bij zeer lage windsnelheden de rotorbladen niet snel genoeg draaien om slachtoffers te veroorzaken, terwijl aanwezige vleermuizen op dat moment wel door de detector worden opgenomen. Het model is goed te gebruiken met de dataset van de Eemshaven, omdat zowel het type windturbine (Enercon) als de gebruikte instellingen van de batcorders gelijk zijn aan het BMU project.

Vleermuisonderzoek vanaf de grond is in dezelfde periode uitgevoerd gedurende 16 nachten (Boonman et al. 2015). In het begin van de zomer is gedurende drie nachten onderzoek gedaan. De nadruk van het veldwerk lag in de periode tussen eind juli en begin oktober 2014, omdat dit ook de tijd van het jaar is wanneer de meeste aanvaringslachtoffers in windparken worden gevonden.

Voor andere hiervoor genoemde windparken zijn slachtofferberekeningen gebaseerd op literatuurwaarden uit slachtofferonderzoeken in qua landschap en soortensamenstelling vergelijkbare windparken. Het is algemeen verondersteld dat windparken in de kustzone een relatief hoog risico op aanvaringslachtoffers hebben. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het optreden van gestuwde trek langs de kust. In windparken in de kustzone in noordwest Europa worden gemiddeld 5-20 slachtoffers per turbine per jaar gemeld (Rydell et al. 2010).

Vogels

In 2012 heeft Altenburg & Wymenga een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de vliegbewegingen van vogels in het Eemshavengebied (Brenninkmeijer et al. 2012). De verzamelde kennis is gebundeld in één rapport. De plangebieden van alle windparken in de Eemshaven komen in deze rapportage aan bod. Het doel van het literatuuronderzoek was het in beeld brengen van concentraties (in aantallen en soorten) van broedende, trekkende, rustende en foeragerende vogels in het Eemshavengebied en het beschrijven van de voornaamste vliegbewegingen van en naar deze concentraties.

Bureau Waardenburg heeft in het voorjaar van 2012 gedurende drie nachten onderzoek gedaan met behulp van radar, aangevuld met visuele en auditieve waarnemingen, naar vliegbewegingen van vogels in het Eemshavengebied (Krijgsveld et al. 2012). De focus van het onderzoek lag op seizoenstrek en op getijdetrek. De data waarop het onderzoek is uitgevoerd zijn zo gekozen dat de periode van hoogwater 's nachts optrad teneinde nachtelijke vliegbewegingen te kunnen meten van vogels tussen het wad en de hoogwatervluchtplaatsen en over de zeedijken. Er is gebruik gemaakt van zowel horizontaal als verticaal opgestelde radars, waardoor zowel fluxen en vlieghoogtes als vliegrichtingen en -routes in beeld zijn gebracht. Daarnaast heeft in het najaar van 2012 en het voorjaar van 2013 een inventarisatie plaatsgevonden van nachtelijke getijdetrek en seizoenstrek met behulp van radar (Gyimesi et al. 2013). Dit onderzoek van Bureau Waardenburg is een vervolg op het onderzoek uitgevoerd in het voorjaar van 2012 (Krijgsveld et al. 2012). Het onderzoek heeft plaatsgevonden in de periode oktober 2012 – mei 2013, waarin iedere maand één à twee nachten waarnemingen zijn verricht met behulp van radars. In het najaar lag de focus op het meten van fluxen en vlieghoogtes van de seizoenstrek onder verschillende wind-omstandigheden. In de winter werden de radarmetingen in het donker rond de hoogwaterperiode uitgevoerd, teneinde flux, vlieghoogte en vliegroutes van vogel- passages over de dijk te kunnen meten. In het voorjaar zijn gegevens verzameld ter aanvulling van de gegevens die in het voorjaar van 2012 zijn verzameld.

Op basis van voornoemde onderzoeken heeft Bureau Waardenburg voor verschillende initiatieven (windpark Oostpolderdijk, Strekdammen en twee turbines Haven) een berekening gemaakt met het Flux-Collision Model van het aantal vogelslachtoffers. Daarbij is tevens aandacht besteed aan het soortenspectrum dat als aanvaringslachtoffer verwacht wordt en is de sterfte van lokale vogels en van vogels op seizoenstrek besproken.

2.3.4 Bepaling gecumuleerd aantal slachtoffers en inkadering

Saldering

Bij een aantal deellooties is sprake van turbines die worden verwijderd, wat een reductie in het aantal slachtoffers tot gevolg heeft. Ter hoogte van de helihaven worden twee turbines verwijderd (R5 en R6); bij deelgebied Oostpolder worden 10 turbines verwijderd (R26, R28-R35 en turbine Gijzenberg); en als laatste wordt M14 verwijderd als onderdeel van de plaatsing van de Growind turbines.

In de analyses is voor de betreffende deelgebieden in eerste instantie de bruto mortaliteit berekend, dat wil zeggen de toename in het aantal slachtoffers zonder rekening te houden met turbines die weggaan. Als laatste stap in de analyses is de vermindering in het aantal slachtoffers berekend als gevolg van de te verwijderen turbines. Deze aantallen worden vervolgens in mindering gebracht op de bruto aantallen. In de toetsing van de effecten is gebruik gemaakt van de uiteindelijke, netto aantallen slachtoffers.

Niet-relevante soorten

In de analyses is een aantal soorten buiten beschouwing gelaten. Hierna is gemotiveerd welke soorten dit betreft.

Incidentele slachtoffers

Uit de monitoringsdata van de huidige windparken Eemshaven en Delfzijl-Zuid en de huidige 380 kV lijnen blijkt dat bepaalde soorten structureel in aanraking komen met de turbines en/of de hoogspanningslijnen, maar dat bij een aantal soorten sprake is van hooguit incidentele slachtoffers. Deze kunnen als uitzondering worden beschouwd. Om het effect van deze 'toevalstreffers' in de analyses te reduceren, zijn de soorten waarvan hooguit incidenteel turbineslachtoffers vallen buiten beschouwing gelaten. Deze incidentele soorten zijn vastgesteld op basis van de uitgevoerde monitoringsprogramma's van de huidige windparken Eemshaven en Delfzijl-Zuid en de huidige 380 kV lijnen (deze zijn alle 5 jaar op identieke wijze gemonitord). Indien voor een bepaalde soort de gezamenlijke mortaliteit <1 slachtoffer per jaar bedraagt, is sprake van een uitzonderlijk lage kans op aanvaring. Deze soorten worden dan ook als incidenteel slachtoffer beschouwd. Dit is het geval voor Ransuil, Rode wouw, Ruigpootbuizerd, Turkse tortel en Zeekoet. Ook soorten die niet meer dan 1x zijn aangetroffen tijdens de monitoringsprogramma's, en waarbij geen structurele slachtoffers worden verwacht, kunnen als incidenteel worden beschouwd. Hier wordt in de beoordeling (hoofdstuk 3.2) nader op ingegaan.

Niet-geïdentificeerde soorten

Soorten die tijdens de monitoring niet op soortniveau konden worden geïdentificeerd (bijvoorbeeld Meeuw spec., Watervogel spec., enz.), zijn buiten beschouwing gelaten. Aangezien niet duidelijk is tot welke soort deze slachtoffers behoren, kunnen deze niet nader worden beoordeeld aan de natuurwetgeving. Details en aantallen zijn te vinden in de eindrapportages van de monitoringsprogramma's.

Gedomesticeerde / verwilderde soorten

Tot deze categorie behoren Soepeend, Soepgans en Stadsduif. Deze soorten zijn niet beschermd en om die reden buiten beschouwing gelaten.

Soorten die niet in de Groningse windparken worden verwacht

In de hier gepresenteerde analyses wordt o.a. gecumuleerd met enkele verder weg gelegen parken, namelijk Windpark Fryslân en Wieringermeer. Voor deze twee locaties kunnen slachtoffers vallen onder enkele soorten die niet worden verwacht (en in de monitoring ook niet als slachtoffer zijn vastgesteld) in de Groningse windparken, op basis van verspreiding, terreintype, resultaten monitoring enz.

Slachtoffers Windpark Fryslân

De mortaliteit onder vogels in Windpark Fryslân is uitgebreid beschreven en getoetst in de Passende Beoordeling en aanvullingen daarop (Ten Klooster 2015, Ten Klooster *et al.* 2016). Een deel van de slachtoffers die in dit windpark valt, kan betrekking hebben op soorten die kwalificeren voor Natura 2000-gebied Waddenzee. Uit de PB (tabel 5.1 in Ten Klooster 2015) blijkt dat dit geldt voor Kleine mantelmeeuw, Visdief, Topper en Zwarte stern. Topper is in het kader van deze beoordeling niet relevant, aangezien deze soort überhaupt niet als slachtoffer wordt verwacht ter hoogte van de Eemshaven of Delfzijl. Voor geen van deze soorten worden meer dan incidentele 'Waddenzee-slachtoffers' verwacht in WP Fryslân.

Omwille van de eenvoud zijn in deze beoordeling alle WP Fryslân slachtoffers integraal meegenomen in de analyses. Dat levert een sterke overschatting van de mortaliteit op voor wat betreft het Natura 2000-gebied Waddenzee. Bij de meeste kwalificerende Waddenzee-soorten is de mortaliteit in WP Fryslân echter relatief laag ten opzichte van de mortaliteit rondom de Eemshaven en Delfzijl, en dit heeft geen consequenties voor de uiteindelijke beoordeling. Een belangrijke uitzondering is Zwarte stern; dit is de enige relevante soort waarbij het gros van de cumulatieve slachtoffers in WP Fryslân valt. Zwarte sterns zijn echter alleen incidenteel in en rond de Eemshaven waargenomen (Brenninkmeijer et al. 2014), en tijdens de vijfjarige monitoringsprogramma's in de windparken Eemshaven en Delfzijl zijn geen slachtoffers onder deze soort aangetroffen. Onder de huidige 380 kV lijnen is eenmalig een Zwarte stern als slachtoffer aangetroffen. Door de hoge correctiefactor voor de vindkans (Zwarte stern is een kleine soort) valt de gecorrigeerde mortaliteit hoger uit dan 1 slachtoffer per jaar, waardoor deze niet als incidenteel uit de lijst is gehaald (zie hiervoor). Dit is echter een artefact van de berekening; in werkelijkheid worden geen structurele slachtoffers onder Zwarte stern bij de uitbreidingslocaties rondom de Eemshaven en Delfzijl voorzien.

3 CUMULATIE AANVARINGSSLACHTOFFERS

3.1 Wijze van beoordelen

Beoordeling kwalificerende soorten

Conform de jurisprudentie wordt de cumulatieve mortaliteit als gevolg van de verschillende uitbreidingen als verwaarloosbaar beschouwd indien deze lager is dan 1% van de natuurlijke mortaliteit. Deze '1%-mortaliteitsnorm' is geen wettelijk vastgestelde grens maar wordt gebruikt als 'drempel'. Indien deze 1%-mortaliteitsnorm wordt overschreden, moet nader worden onderzocht hoe de additionele mortaliteit zich verhoudt tot de populatietrend en het instandhoudingsdoel. In het geval bijvoorbeeld de huidige populatie (ruim) boven het instandhoudingsdoel zit, en sprake is van een positieve populatietrend, dan hoeft een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm niet automatisch tot een aantasting van het instandhoudingsdoel te leiden.

De 1%-mortaliteitsnorm is berekend op basis van de actuele populatie in het Waddengebied, welke is bepaald als de gemiddelde populatiegrootte van de periode (2010-2015) die vermeld zijn op de SOVON-website. Dit betreft de meest recente informatie ten aanzien van de populaties in de Waddenzee. De hier gebruikte cijfers voor natuurlijke sterfte zijn afkomstig van de British Trust for Ornithology (BTO), gebaseerd op de sterfte onder adulte vogels. Aangezien deze vaak een hogere overlevingskans hebben dan subadulten en juvenielen, kan dit worden gezien als een worst-case benadering (voor juvenielen ligt de 1%-mortaliteitsnorm immers hoger).

Beoordeling niet-kwalificerende soorten (beschermde soorten)

Analoog aan de beoordeling voor de kwalificerende soorten is de 1%-mortaliteitsnorm berekend voor alle andere soorten waaronder slachtoffers worden verwacht. Hierbij is de Nederlandse populatie als uitgangspunt genomen. Een aantal soorten is jaarrond in Nederland in min of meer stabiele aantallen, maar bij veel soorten is sprake van seizoenstrek en verschillen de aantallen per seizoen. Voor die soorten is een afzonderlijke 1%-mortaliteitsnorm berekend voor de broedpopulatie en het aantal doortrekkers of overwinteraars. Omdat niet altijd duidelijk is tot welke categorie een turbineslachtoffer behoort, is voor die soorten het gemiddelde van de 'seizoensnormen' als uitgangspunt genomen. Grosso modo zal dat naar verwachting overeen komen met de verdeling van de slachtoffers in beide categorieën; als een soort in hoge aantallen op doortrek voorkomt maar in lage aantallen in Nederland broedt, is de kans op slachtoffers onder doortrekkers gemiddeld ook hoger dan onder broedvogels. In bijlage A staat bij de betreffende soorten (waarbij sprake is van aanzienlijke verschillen in populatiegrootte tussen de seizoenen) de populatie aangegeven als een range (bijvoorbeeld Bergeend: 19500-155000).

Bij de berekening van de broedpopulatie is het aantal broedparen (data afkomstig van Sovon) vermenigvuldigd met 3; hierbij is dus rekening gehouden met niet-broedende individuen in de populatie. De 1%-mortaliteitsnorm is berekend op basis van adulte dieren. Aangezien deze vaak een hogere overlevingskans hebben dan subadulten en juvenielen, kan dit worden gezien als een worst-case benadering (voor juvenielen ligt de 1%-mortaliteitsnorm immers hoger). Ook is uitgegaan van het deel van de flyway-populatie dat over Nederland trekt (dus niet de totale flyway populatie).

Potential Biological Removal (PBR)

Zoals hierboven beschreven is de 1%-mortaliteitsnorm geen harde ecologische drempelwaarde, maar een alarmbel op basis waarvan al dan niet aanleiding is de effecten van de turbinemortaliteit nader te onderzoeken en beoordelen. Een bij uitstek geschikte methode om dit nader te onderzoeken, is de zogenoemde Potential Biological Removal (PBR) analyse.

Een analyse van de PBR heeft ten doel een inschatting te geven hoeveel sterfte een populatie kan dragen zonder negatieve effecten op de levensvatbaarheid van de populatie. De methode is ontwikkeld voor zeezoogdieren (Wade 1988) en later ook veelvuldig toegepast op vogels (bijv. Runge et al. 2009, Poot et al. 2011, Bellebaum et al. 2013, Richard & Abraham 2013).

De PBR wordt berekend als $0,5 \times R_{max} \times N_{min} \times r_f$, waarbij R_{max} de maximale groeisnelheid van de populatie is, N_{min} een conservatieve inschatting van de populatiegrootte en r_f de zogenoemde 'recovery factor' (zie onder).

- R_{\max} is berekend op basis van de overleving van volwassen vogels en de leeftijd waarop de vogels voor het eerst broeden (zie Niel & Lebreton 2005). Deze data zijn afkomstig van de British Trust for Ornithology (www.bto.org), die op hun beurt weer zijn gebaseerd op verschillende gepubliceerde onderzoeken. In het geval van ontbrekende waarden is gebruik gemaakt van aanvullende wetenschappelijke literatuur. Dit is het geval voor de overleving van Fuut (deze is gezet op 0,75 op basis van Abt & Konter 2009) en de leeftijd waarop Kluut voor het eerst broedt (2 jaar, op basis van Cadbury & Olney 1978).
- Voor N_{\min} is gebruik gemaakt van SOVON data tussen 2009 en 2015, waarbij als worst-case is uitgegaan van de minimum populatiegrootte in die periode. Voor broedvogels is de populatie berekend als het aantal broedparen $\times 3$ om te corrigeren voor niet-broedende individuen (floaters) in de populatie.
- De recovery factor ligt normaliter tussen 0,1 en 1,0; vaak wordt een gemiddelde waarde van 0,5 aangehouden. Voor groeiende populaties kan een waarde $>0,5$ worden gebruikt; voor soorten waarvan de populatie achteruit gaat, wordt vaak een lagere waarde gebruikt. Hier is voor soorten met een positieve en/of stabiele trend een waarde van 0,5 aangehouden; voor soorten met een dalende of onzekere trend is een conservatieve waarde van 0,25 aangehouden. Het gebruik van deze lage waarde voor rf kan worden gezien als een soort 'veiligheidsmaatregel' om te compenseren voor onzekerheden in de verschillende parameters. Hierdoor wordt een conservatieve inschatting van de PBR verkregen.

In deze beoordeling is een analyse van de PBR uitsluitend uitgevoerd indien voor een bepaalde soort de opgetelde aantallen slachtoffers de 1%-mortaliteitsnorm overschrijden, met als doel de effecten van de mortaliteit op de populatie nader te duiden. Het moet worden benadrukt dat de waarde van de PBR niet als 'heilig getal' moet worden gezien; zo kan een lichte verandering in bijvoorbeeld de recovery factor een grote invloed hebben op de waarde van de PBR. Het gaat er vooral om hoe de hoogte van de turbinemortaliteit zich verhoudt tot de PBR. In het geval de PBR aanzienlijk hoger ligt dan de turbinemortaliteit, kunnen negatieve effecten op de populatie worden uitgesloten. In het geval de PBR wordt overschreden, is niet uit te sluiten dat sprake is van een effect van de turbines op de betreffende populatie.

3.2 Cumulatieve effecten aanvaringslachtoffers vogels

3.2.1 Beoordeling kwalificerende soorten (Natura 2000)

Classificatie slachtoffers

De kwalificerende vogelsoorten voor Natura 2000-gebied Waddenzee kunnen betrekking hebben op broedvogels, niet-broedvogels of beide. Afhankelijk van wanneer een bepaalde soort in het gebied aanwezig is, is sprake van individuen die onderdeel uitmaken van een populatie van die soort waarvoor een instandhoudingsdoel geldt. Bijvoorbeeld, Wilde eenden zijn het gehele jaar in en rond de plangebieden aanwezig, maar alleen de niet-broedvogels (NB) zijn kwalificerend voor het Natura 2000-gebied, en de broedvogels (B) zijn dat niet. Voor soorten als Bontbekplevier en Kluut zijn zowel de broedvogels als de niet-broedvogels kwalificerend, maar met verschillende instandhoudingsdoelen. Dat betekent dat eventuele slachtoffers moeten worden geclassificeerd als betrekking hebbend op de populatie broedvogels of de populatie niet-broedvogels om de effecten op instandhoudingsdoelstellingen te kunnen bepalen.

Hieronder wordt voor een aantal soorten (Bruine kiekendief, Bontbekplevier, Kluut en Wilde eend) besproken op welke categorie (B of NB) slachtoffers betrekking hebben, gebaseerd op criteria als seizoen en locatie van de broedgebieden. Deze soorten zijn geselecteerd omdat hier de classificatie van de slachtoffers bepalend is of de 1%-mortaliteitsnorm wordt overschreden.

De slachtoffers onder Bruine kiekendief die tijdens de monitoring zijn aangetroffen kunnen zowel broedvogels uit de omgeving van het plangebied als doortrekkers zijn. De broedvogels zijn als kwalificerende soort beschermd voor Natura 2000-gebied Waddenzee; de doortrekkers zijn dat niet. Gezien de locatie van de windparken Eemshaven en Delfzijl is het vrijwel uitgesloten dat de slachtoffers betrekking hebben op broedvogels vanuit het Natura 2000-gebied. De meest dichtbij gelegen broedgebieden van Bruine kiekendief binnen de grenzen van het Natura 2000-gebied liggen in de Dollardkwelders. Met name de rietvelden in het oostelijk deel (op >10 km van Windpark Delfzijl) van deze buitendijkse gebieden vormen goed broedgebied voor Bruine kiekendief; het westelijk deel is veel minder geschikt. Bruine kiekendieven foerageren normaliter binnen een afstand van circa 6–8 km tot het broedgebied (Beemster et al. 2012), en het is daarom vrijwel uitgesloten dat de gevonden slachtoffers in Windpark Delfzijl-Zuid betrekking hebben op broedvogels van binnen het Natura 2000-gebied. Dit geldt ook voor het turbineslachtoffer dat is gevonden in Delfzijl-Noord (Schermdijk, juni 2016). Waarschijnlijk is deze vogel afkomstig van de rietvelden nabij het industriegebied van Delfzijl. Eventuele slachtoffers onder Bruine kiekendief in Delfzijl zullen derhalve niet

betrekking hebben op kwalificerende broedvogels uit het Natura 2000-gebied. Er is derhalve geen mortaliteit te verwachten onder kwalificerende Bruine kiekendieven.

De mortaliteit onder Bontbekplevier is gebaseerd op een eenmalig slachtoffer dat op 25 april 2012 is aangetroffen bij turbine R9, bij de havenmond van de Eemshaven. Tijdens de monitoring bij windpark Delfzijl-Zuid zijn geen slachtoffers onder deze soort aangetroffen en evenmin is dat het geval bij de bestaande 380 kV lijnen. Vanwege de hoge correctiefactor voor vindkans (Bontbekplevier is een kleine soort) is de mortaliteit hoger dan 1 slachtoffer per jaar berekend op basis van de vondst van één exemplaar, waardoor deze niet als incidenteel uit de lijst is gehaald (analoog aan de Zwarte stern). Eind april valt in de piek van de trekperiode van deze soort en dit slachtoffer is daarom als doortrekker geclassificeerd (en niet als lokale broedvogel). De mortaliteit onder Bontbekplevier betreft daarom de categorie NB (niet-broedvogels).

Ook de mortaliteit onder Kluut betreft de categorie NB. De helft van de Nederlandse Kluten broedt in het Waddengebied. Bijna alle broedparen bevinden zich op de kwelders van de vastelandskust: Balgzand, Wieringen, Friese en Groninger Waddenkust (inclusief de Klutenplas en de Ruidhorn) en de Dollard (inclusief Polder Breebaart). Tot 2011 broedde de Kluut ook in de Eemshaven (Brenninkmeijer et al. 2014), maar er zijn geen recente broedgevallen in het plangebied bekend. Vrij ver zuidoostelijk van de Eemshaven zijn er nog enkele broedplaatsen binnendijs bekend (Buro Bakker 2015). In januari 2016 is een Kluut als slachtoffer in Delfzijl-Noord gevonden, en in mei 2012 is een slachtoffer onder de huidige 380 kV lijnen aangetroffen. Op basis van het bovenstaande heeft de mortaliteit onder Kluut voornamelijk betrekking op niet-broedvogels.

Bij de Wilde eend hebben uitsluitend de niet-broedvogels een kwalificerende status. Uit de ruwe data van de slachtoffertellingen in Windpark Delfzijl-Zuid blijkt dat veruit de meeste slachtoffers (87%) zijn gevallen in de periode april t/m juni. Deze slachtoffers hebben zodoende betrekking op lokale (niet kwalificerende) broedvogels en niet op (wel kwalificerende) doortrekkende dieren. Bij de Eemshaven bestaat ca. tweederde van de slachtoffers uit vogels in het broedseizoen. Met andere woorden, waarschijnlijk bestaat minder dan een derde van de cumulatieve slachtoffers uit kwalificerende doortrekkers.

Tabel 2 gecumuleerde slachtofferaantallen kwalificerende soorten bij de bestaande windparken en 380 kV lijnen, de inmiddels vergunde initiatieven en de initiatieven waarvan het vergunningproces nog loopt ("nieuw"). Populatiegrootte op basis van SOVON data, periode van laatste vijf jaar (2010/11 – 2014/15) waarvan data beschikbaar zijn.

	Statu s	Populati e	Natmort	1%- mortaliteitsnor m	Mortaliteit Bestaand	Vergund	Nieuw	Saldering	Totaal netto	Overschrijding ?
Aalscholver	NB	2.788	0,12	3	23	15	12	1	49	Ja
Bergeend	NB	57.404	0,11	63	31	36	35	6	97	Ja
Bontbekplevier	NB	3.172	0,23	7	5	3	5	0	12	Ja
Bontbekplevier	B	123	0,23	0	0	0	0	0	0	Nee
Bonte strandloper	NB	226.311	0,26	588	194	37	14	33	212	Nee
Brandgans	NB	64.813	0,09	58	2	2	3	0	7	Nee
Bruine kiekendief	B	125	0,26	0	0	0	0	0	0	Nee
Eider	B	9.621	0,18	17	6	0	1	0	7	Nee
Eider	NB	95.324	0,18	172	6	0	1	0	7	Nee
Fuut	NB	205	0,20	0	3	1	4	1	8	Ja
Goudplevier	NB	17.395	0,27	47	7	22	7	0	35	Nee
Grauwe gans	NB	14.192	0,17	24	40	28	23	2	88	Ja
Grote stern	B	18.195	0,10	18	1	0	0	0	1	Nee
Grutto	NB	664	0,06	0	1	16	5	1	21	Ja
Kanoet	NB	71.922	0,16	115	6	2	2	0	9	Nee

Kievit	NB	12.106	0,30	36	11	83	26	3	117	Ja
Kleine mantelmeeuw	B	54.572	0,09	49	77	28	42	4	143	Ja
Kluut	NB	6.145	0,22	14	7	7	5	3	16	Ja
Kluut	B	3.794	0,22	8	0	0	0	0	0	Nee
Krakeend	NB	548	0,28	2	6	4	9	1	17	Ja
Noordse stern	B	2.460	0,10	2	4	0	2	0	5	Ja
Rotgans	NB	28.273	0,10	28	3	0	0	0	3	Nee
Scholekster	NB	91.163	0,12	109	54	56	44	6	148	Ja
Slechtvalk	NB	82	0,20	0	2	0	0	0	2	Ja
Slobeend	NB	835	0,42	4	2	5	0	0	7	Ja
Smient	NB	28.258	0,47	133	3	15	8	1	25	Nee
Steenloper	NB	2.410	0,14	3	6	0	3	0	9	Ja
Toendrarietgans	NB	1000	0,23	2	1	0	0	0	1	Nee
Tureluur	NB	15.101	0,26	39	10	20	4	2	32	Nee
Visdief	B	6405	0,10	6	28	27	26	2	79	Ja
Wilde eend	NB	16.629	0,37	62	197	39	251	18	469	Ja
Wintertaling	NB	5.557	0,47	26	5	2	10	1	16	Nee
Wulp	NB	86.707	0,26	225	28	35	24	1	85	Nee
Zilverplevier	NB	22.668	0,14	32	0	3	3	0	6	Nee
Zwarte stern	NB	3.730	0,15	6	6	0	0	0	6	Ja

Beoordeling mortaliteit

Uit Tabel 2 blijkt dat bij verschillende soorten de 1%-mortaliteitsnorm wordt overschreden. Van deze soorten is in Tabel 3 per soort de Potential Biological Removal (PBR) uitgerekend. Zoals eerder beschreven is de PBR² een maat voor hoeveel sterfte een populatie kan dragen zonder negatieve effecten op de levensvatbaarheid van de populatie. Indien de sterfte (ruim) onder de PBR valt kunnen effecten op populatieniveau dus worden uitgesloten.

Voor Bergeend, Bontbekplevier, Grauwe gans, Kievit, Kleine mantelmeeuw, Kluut, Krakeend, Noordse stern, Scholekster, Slobeend, Steenloper en Wilde eend geldt dat de turbinesterfte zeer ruim onder de PBR ligt. Negatieve effecten op de populaties van deze soorten zijn op grond hiervan met zekerheid uit te sluiten.

Bij Visdief, Slechtvalk en Zwarte stern ligt de mortaliteit ook onder de PBR, maar hier is de marge aanzienlijk kleiner. Bij Aalscholver, Fuut en Grutto is sprake van een overschrijding van de PBR. Deze soorten worden hieronder in meer detail besproken.

Tabel 3 Potential Biological Removal (PBR) van soorten waarbij de 1% mortaliteitsnorm wordt overschreden

Soort	Status	Pop min	Pop gem	Trend	Overleving	Leeftijd broeden	Rmax	Rf	PBR
Aalscholver	NB	2.288	2.755	?	0,88	3	0,16	0,25	47
Bergeend	NB	45.618	55.440	+	0,89	2	0,21	0,50	2417
Bontbekplevier	NB	2.532	3.163	+	0,77	1	0,48	0,50	302
Fuut	NB	135	225	-	0,75	2	0,30	0,25	5
Grauwe gans	NB	10.253	13.536	+	0,83	3	0,19	0,50	482
Grutto	NB	369	615	?	0,94	2	0,16	0,25	7
Kievit	NB	7.659	11.365	?	0,71	1	0,54	0,25	520
Kleine mantelmeeuw	B	53.508	54.572	0	0,91	4	0,12	0,50	1584

² Zie paragraaf 3.1

Kluut	NB	4.634	6.154	0	0,78	2	0,28	0,50	326
Krakeend	NB	413	526	+	0,72	1	0,53	0,50	55
Noordse stern	B	2.316	2.467	?	0,90	4	0,13	0,25	36
Scholekster	NB	85.452	90.974	-	0,88	4	0,13	0,25	1431
Slechtvalk	NB	56	77	+	0,80	2	0,27	0,50	4
Slobeend	NB	450	771	+	0,58	1	0,65	0,50	73
Steenloper	NB	2.153	2.418	-	0,86	2	0,23	0,25	62
Visdief	B	5.028	6.313	-	0,90	3	0,15	0,25	96
Wilde eend	NB	14.232	16.396	0	0,63	1	0,61	0,25	1087
Zwarte stern	NB	808	3.243	--	0,90	3	0,15	0,25	15

Aalscholver

De cumulatieve mortaliteit onder Aalscholver ligt in dezelfde orde grootte als de PBR. In 2010-2015 zat de Aalscholverpopulatie als niet-broedvogel in de Waddenzee met ca. 2.750 vogels ruim onder het instandhoudingsdoel van 4.200 vogels. De populatie in de Waddenzee heeft een piek in de nazomer met vele duizenden vogels, maar in de winter zijn de aantallen veel lager (www.sovon.nl). Zowel de Nederlandse als de Waddenzeepopulatie nemen de laatste jaren weer af na de piek in 2002-2008. De afname is mogelijk vooral voedsel-gerelateerd; de visdichtheid in de Waddenzee en in de Noordzeekustwateren boven de Waddeneilanden neemt al sinds de jaren 80 af (Walker 2015).

De niet-broedvogels hebben een kwalificerende status, de vogels uit de broedpopulatie hebben dat niet. De tijdstippen in het jaar waarop de slachtoffers tijdens de monitoringsprogramma's in de Eemshaven en Delfzijl zijn gevonden, geeft een indicatie in hoeverre de slachtoffers betrekking hebben op broedvogels dan wel niet-broedvogels. In de Eemshaven zijn gedurende vijf jaar 15 Aalscholverslachtoffers aangetroffen, waarvan 9 in het broedseizoen (grosso modo februari t/m augustus). Deze slachtoffers hebben zodoende betrekking op (niet-kwalificerende) broedvogels. Daarnaast zijn zes slachtoffers gevonden in september en oktober; dit is tijdens de najaarstrek en deze dieren zijn te beschouwen als (kwalificerende) niet-broedvogel. Op basis van deze data bestaat ca. 40% van de slachtoffers uit niet-broedvogels. Met een cumulatieve mortaliteit van 49 vogels zouden dan ca. 20 vogels betrekking hebben op kwalificerende niet-broedvogels. De verdeling van de slachtoffers over de tijd geeft dus aan dat minder dan de helft uit kwalificerende slachtoffers bestaat. Daarmee ligt de mortaliteit ook ruim onder de PBR en kunnen significant negatieve effecten op de populatie niet-broedvogels worden uitgesloten.

Fuut

De aantallen van de Fuut als niet-broedvogel in de Waddenzee fluctueren; in 2010-2015 lagen de aantallen met ca. 225 vogels onder het instandhoudingsdoel van 310. Net als voor de eveneens visetende Aalscholver is de afname van de Fuut mogelijk vooral voedsel-gerelateerd; de visdichtheid in de Waddenzee en in de Noordzeekustwateren boven de Waddeneilanden neemt al sinds de jaren 80 af (Walker 2015). Doordat zowel instandhoudingsdoel als gemiddelde aantallen in absolute zin vrij laag zijn, wordt de 1%-norm (van <1) snel overschreden. In cumulatie vallen onder de Fuut ongeveer 8 slachtoffers per jaar. Daarom is ook voor de Fuut een aanvullende analyse uitgevoerd op basis van de PBR. De PBR voor de Fuut bedraagt 5 vogels.

Slachtoffers onder de Fuut zijn alleen gevonden in windpark Eemshaven en niet in de windparken Delfzijl-Zuid en Delfzijl-Noord of onder het 380 kV-tracé. Tijdens de monitoring zijn drie slachtoffers aangetroffen, waarvan 1 of 2 in het broedseizoen (eind februari, april) en 1 daarbuiten (oktober). Ook voor de Fuut geldt dat slechts een deel van de slachtoffers een beschermde status als niet-broedvogel heeft. Daarmee zit de cumulatieve sterfte van de Fuut onder of rond de PBR. Deze additionele sterfte van enkele vogels per jaar valt bovendien weg tegen de waargenomen aantalsfluctuaties van tientallen per jaar. De verwachte slachtoffers zullen geen meetbaar effect hebben op de populatieomvang van deze soort in de Waddenzee. Derhalve zijn significant negatieve effecten uit te sluiten.

Grutto

De Grutto is eenmalig in september 2009 als slachtoffer aangetroffen in de Eemshaven. Deze soort is niet als turbineslachtoffer aangetroffen in Windpark Delfzijl-Zuid of onder de 380 kV hoogspanningslijnen. Dit wordt als een incidenteel slachtoffer beschouwd. In de Eemshaven is de Grutto als broedvogel grotendeels verdwenen (Brenninkmeijer et al. 2014). Er worden geen structurele slachtoffers onder Grutto bij de uitbreidingslocaties rondom de Eemshaven en Delfzijl voorzien. Significant negatieve effecten zijn daarom uit te sluiten.

Visdief

De Visdief is als broedvogel in de Waddenzee sterk in aantal achteruit gegaan (Stienen et al. 2009). De staat van instandhouding van de Visdief is matig ongunstig en de populatie zit momenteel met ca. 2.100 paren (gemiddelde 2010-2014) ruim onder het instandhoudingsdoel van 5.300. Het belang van het Eemsgebied is sterk toegenomen door de ineenstorting van de populatie op de Groninger kwelders en na de sterke achteruitgang van de populatie op Rottumerplaat in 2011 en op Griend in 2013. In het Eemsgebied bevinden zich grote kolonies in de Eemshaven en in het havengebied van Delfzijl. In deze kolonies broedden tussen 2011 en 2016 jaarlijks rond de 500 paar Visdieven; uit kleurringonderzoek vanaf 2006, waarbij zowel de sterns in de Eemshaven als bij Delfzijl zijn gekleurdingd en in de jaren daarna afgelezen, is gebleken dat de populaties van Delfzijl en Eemshaven waarschijnlijk één deelpopulatie vormen met uitwisselingen binnen en tussen jaren (med. D. Hiemstra). In tegenstelling tot veel andere delen van Nederland is het broedsucces van de Visdief in deze kolonies hoog, omdat ze (tot 2016) weinig last hebben gehad van landpredatoren en vanwege een goede visstand in de directe omgeving van de kolonies (Brenninkmeijer & Klop 2015, Brenninkmeijer in prep.). Het voortbestaan van de kolonies in de Eemshaven staat echter onder druk vanwege 1) de toenemende bedrijvigheid in en rond de kolonies en 2) plannen voor bebouwing van de kolonielocaties (Wymenga et al. 2014, Brenninkmeijer & Klop 2015).

De Visdief heeft de afgelopen jaren in enkele kolonies in de Eemshaven en Delfzijl gebroed. Deze broedvogels foerageren vooral in en buiten de Eemshaven en Delfzijl op de Waddenzee en passeren daarbij één of meer rijen windturbines, en in de Eemshaven dagelijks het huidige tracé. Daarnaast bevinden zich concentraties van foeragerende en rustende Visdieven bij de koelwaterinlaten en -uitlaten van de energiecentrales, zowel aan de binnenzijde (in de Wilhelminahaven) als aan de buitenzijde van de Eemshaven. De natuurlijke sterfte wordt door de BTO geschat op 10% per jaar, wat overeenkomt met de voorlopige analyse van gekleurdingde Visdieven in de Eemshaven en Delfzijl (med. D. Hiemstra).

De cumulatieve mortaliteit van Visdief ligt onder de PBR, maar de marge is niet groot. De sterfte zal sterk worden verminderd door de aanleg van de twee nieuwe broedeilanden waar momenteel aan wordt gewerkt. Daarmee zal de additionele sterfte bij alle nieuwe initiatieven in de oostelijke Waddenzee samen naar verwachting met minimaal 80% gereduceerd worden (Brenninkmeijer & Klop 2016), waardoor negatieve effecten op de populatie kunnen worden uitgesloten.

Slechtvalk

In mei 2013 is eenmalig een Slechtvalk als turbineslachtoffer aangetroffen in de Eemshaven. Dit wordt als een incidenteel slachtoffer beschouwd. Ook in andere windparken worden Slechtvalken weinig als turbineslachtoffer gemeld (Hötcker et al. 2010). Een overzicht van gemelde turbineslachtoffers in Duitsland vanaf 1989 wordt bijgehouden door T. Dürr (Staatliche Vogelschutzwarte Brandenburg). In deze database worden 1243 roofvogelslachtoffers vermeld (status op 5-4-2017) waarvan 14 Slechtvalken. Vanwege het incidentele karakter van het gevonden slachtoffer wordt geen structurele mortaliteit onder Slechtvalk bij de uitbreidingslocaties rondom de Eemshaven en Delfzijl voorzien. Significant negatieve effecten zijn daarom uit te sluiten.

Zwarte stern

Zoals besproken in hoofdstuk 2.3.4, worden geen structurele slachtoffers onder Zwarte stern bij de uitbreidingslocaties rondom de Eemshaven en Delfzijl voorzien. Significant negatieve effecten zijn daarom uit te sluiten.

3.2.2 Beoordeling niet-kwalificerende soorten (beschermde soorten)

De volledige soortenlijst waaronder mogelijk aanvaringslachtoffers worden verwacht is opgenomen in Bijlage A. Hierbij is de mortaliteit vergeleken met het gemiddelde van de 1%-mortaliteitsnormen voor de broedpopulatie en de populatie doortrekkers / overwinteraars. Uit dit overzicht blijkt dat bij 13 soorten de 1%-mortaliteitsnorm wordt overschreden (Tabel 4). Voor deze soorten is daarom ook de PBR uitgerekend. Bij soorten met aanzienlijk verschillende aantallen van de broedpopulaties of doortrekkers / overwinteraars, is de PBR voor deze categorieën apart uitgerekend. De PBR is gebaseerd op de minimum populatiegroottes zoals gegeven op de SOVON website, waarbij voor de broedpopulatie het aantal broedparen is vermenigvuldigd met drie zodat rekening wordt gehouden met de niet-broedende individuen in de populatie.

Uit Tabel 4 blijkt dat voor alle soorten de netto turbinemortaliteit ruim onder de PBR waarden ligt. Negatieve effecten op de gunstige staat van instandhouding kunnen daarom worden uitgesloten. Voor zover bekend is bij de soorten uit tabel 4 waarbij sprake is van een ongunstige staat van instandhouding (zoals Roerdomp, Noordse stern en Visdief) geen sprake van een verband tussen de GSI en de sterfte veroorzaakt door bestaande hoogspanningslijnen of windturbines. Een effect van de windparken op de GSI van de betrokken populaties is ook in een breder perspectief gezien met zekerheid uit te sluiten.

Tabel 4 PBR voor beschermde soorten waarvoor de 1% mortaliteitsnorm wordt overschreden

Soort	Netto mort.	Status	Pop min	Trend	Overleving	Broeden	Rmax	Rf	PBR
Bruine kiekendief	34	B	3450	-	0,74	3	0,22	0,25	95
Buizerd	114	B	24000	+	0,90	3	0,15	0,50	914
Buizerd	114	NB	50000	+	0,90	3	0,15	0,50	1903
Gierzwaluw	400	B	90000	0	0,81	4	0,16	0,50	3569
Grote mantelmeeuw	77	W	7400	+	0,90	4	0,13	0,50	231
Kleine mantelmeeuw	143	W	15000	+	0,91	4	0,12	0,50	444
Noordse stern	5	B	3000	--	0,90	4	0,13	0,25	47
Roerdomp	6	B/W	960	-	0,70	2	0,32	0,25	38
Slechtvalk	2	B	450	+	0,80	2	0,27	0,50	30
Slechtvalk	2	W	360	+	0,80	2	0,27	0,50	24
Steenloper	9	W	5100	-	0,86	2	0,23	0,25	148
Visdief	79	B	42750	--	0,90	3	0,15	0,25	814
Waterral	32	B/W	7500	+	0,60	1	0,63	0,50	1186
Zilvermeeuw	930	B/W	126000	-	0,88	4	0,13	0,25	2110
Zwarte stern	31	B	4050	--	0,90	3	0,15	0,25	77
Zwarte stern	31	W	15000	--	0,90	3	0,15	0,25	285

3.3 Cumulatieve effecten aanvaringslachtoffers vleermuizen

3.3.1 Cumulatieve sterfte vleermuizen

De aanwezigheid van windturbines op plaatsen waar vleermuizen voorkomen kan leiden tot het doden van vleermuizen als gevolg van (bijna) aanvaringen met de rotorbladen. Niet alle vleermuissoorten lopen hierbij evenveel risico. Soorten die vrijwel nooit als aanvaringslachtoffer worden gevonden zijn: Myotis en Plecotus soorten (o.a. Watervleermuis, Meervleermuis en Gewone grootvleermuis). Van Gewone dwergvleermuis, Ruige dwergvleermuis, Rosse vleermuis, Tweekleurige vleermuis en in mindere mate Laatvlieger is het voorkomen van aanvaringslachtoffers in windparken bekend (Dürr 2013, Limpens et al. 2013). Omdat deze soorten in de plangebieden zijn waargenomen, is het optreden van aanvaringslachtoffers voor de geplande turbines niet op voorhand uit te sluiten.

Windparken in de kustzone hebben een relatief hoog risico op aanvaringssslachtoffers. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het optreden van gestuwde trek langs de kust (zie hiervoor). In windparken in de kustzone in noordwest Europa worden gemiddeld 5-20 slachtoffers per turbine per jaar gemeld (Rydell et al. 2010). Daarnaast geldt specifiek voor de Eemshaven dat de betekenis van het gebied voor niet-trekkende soorten gering is door het ontbreken van belangrijke foerageergebieden (geen hoog opgaande begroeiing of zoet oppervlaktewater). Geschikte verblijfplaatsen voor boombewonende soorten als Rosse vleermuis zijn nagenoeg afwezig. Dit komt tot uitdrukking in de slachtofferschattingen die voor de verschillende nieuwe windparken in de Eemshaven en Delfzijl zijn gemaakt in de verschillende effectstudies. In Tabel 5 is hiervan een samenvatting opgenomen en is het cumulatieve resultaat weergegeven. De slachtoffers onder vleermuizen bestaan met name bestaan uit Ruige dwergvleermuizen (lange afstandstrekker) en voor een kleiner deel uit Gewone dwergvleermuizen (niet trekkende soort). Voor Rosse vleermuis, Laatvlieger en Tweekleurige vleermuis zijn de geschatte cumulatieve aantallen slachtoffers zeer klein. Voor bestaande windparken in de Eemshaven ontbreekt een dergelijke schatting. Bij slachtofferonderzoeken onder hoogspanningslijnen zijn tot nu toe nimmer aanvaringssslachtoffers onder vleermuizen gevonden en dit effect is ook niet bekend uit de literatuur.

Meervleermuis en Watervleermuis worden vrijwel nooit als aanvaringssslachtoffer geregistreerd in Europa (Dürr 2013). Voor deze soorten kan het optreden van aanvaringssslachtoffers bij windturbines in de Eemshaven worden uitgesloten.

Tabel 5 Cumulatieve sterfte in nieuwe windparken in Eemshaven / Delfzijl

Soort	Aantal
Gewone dwergvleermuis	91
Ruige dwergvleermuis	150
Rosse vleermuis	10
Tweekleurige vleermuis	3
Laatvlieger	13

3.3.2 Beoordeling van cumulatieve sterfte

Voor de soorten waarvan in de vorige paragraaf is geschreven dat slachtoffers kunnen vallen zal moeten worden aangetoond dat de gunstige staat van instandhouding (GSI) van deze soorten niet in het geding is.

Bepalen van de relevante populatie en effect op GSI

Het gaat in de Habitatrictlijn en de Wet natuurbescherming om de bescherming van de soort. De vraag is op welk niveau de staat van instandhouding bepaald of beoordeeld moet en kan worden, m.a.w. wat is de relevante populatie?

Het EU Gidsdocument over de toepassing van de Habitatrictlijn (Europese Commissie 2007) stelt over de relevante populatie (voetnoot 17, p. 10): *“Population” is defined here as a group of individuals of the same species living in a geographic area at the same time that are (potentially) interbreeding (i.e. sharing a common gene pool).*” In voetnoot 34, p. 18 wordt dit nader gepreciseerd: *“Regarding the definition of ‘population’, a group of spatially separated populations of the same species which interact at some level (meta-populations) might be used as a biologically meaningful reference unit. This approach needs to be adapted to the species in question, taking account of its biology/ecology.”*

De vleermuizen die in de plangebieden voorkomen, met uitzondering van de Ruige dwergvleermuis, kennen in Nederland een populatiestructuur als volgt. Vrouwtjes vormen in de zomer kraamgroepen, variërend in grootte van enkele exemplaren tot vele honderden. In die groepen worden de jongen groot gebracht tot ze vliegvlug zijn. Kraamgroepen maken gedurende een jaar gebruik van verschillende verblijven, die kilometers uiteen kunnen liggen. In de nazomer vallen de kraamgroepen uiteen, waarna het paringsseizoen begint. De vrouwtjes blijven vaak in dezelfde kraamgroep, bij sommige soorten is dat heel sterk het geval, bij andere

veel minder (Dietz et al. 2011). De jonge mannetjes zwermen meer uit. De mannetjes zitten soms in hetzelfde leefgebied of op kleine afstand van de kraamgroepen. In het najaar bezetten de mannetjes van soorten territoria, waarin ze een paarverblijf hebben. Deze paarverblijven liggen soms in concentraties. Bij andere soorten wordt er vermoedelijk vooral gepaard in of bij zwermlocaties, die niet zelden ook dienst doen als winterverblijf.

Zoals hierboven beschreven zijn vleermuispopulaties aldus netwerkpopulaties, waarbij lokale kraamgroepen meer of minder sterk verbonden zijn met andere kraamgroepen in het netwerk. Het is vaak niet goed mogelijk om daarin duidelijk grenzen te trekken. Binnen een netwerkpopulatie zijn er doorgaans delen waar meer (vliegvlugge) jongen geproduceerd worden dan nodig is voor de instandhouding (sources) en plekken waar er minder jongen groot komen dan nodig om de groep in stand te houden (sinks). Dit wordt gecompenseerd door uitwisseling (emigratie/immigratie).

Voor de genetische uitwisseling zijn vooral de concentraties van paarverblijven c.q. de zwermlocaties van belang. Dieren die dezelfde paargebieden delen, hebben een gemeenschappelijke genenpool. Het gebied van waaruit vleermuizen naar zo'n paargebied trekken (de "catchment area") is de kleinste geografische eenheid waarop een populatie zinvol gedefinieerd kan worden. Dit gebied kan aanzienlijk groter zijn dan dat van de lokale kraamgroep.

De soortenstandaarden voor de hier besproken vleermuizen geven aan dat voor het beoordelen van het effect op de gunstige staat van instandhouding uitgegaan moet worden van de lokale populatie. Zij geven tevens aan dat het zeer moeilijk te bepalen is in hoeverre de gunstige staat van instandhouding wordt aangetast (Ministerie van EZ 2014a,b). Populaties van vleermuizen zijn moeilijk te begrenzen. Soorten als Gewone dwergvleermuis en Rosse vleermuis leven in netwerkpopulaties. De soortenstandaard van beide soorten gaat met name in op het beoordelen van effecten op de functionaliteit van voortplantingsplaatsen of vaste rust- of verblijfplaatsen.

De Ruige dwergvleermuis bestaat uit in ons land verblijvende mannetjes en vrouwtjes die tijdelijk ons land binnen trekken. De soortenstandaard vermeldt dat het in veel gevallen effectiever is om uit te gaan van een minimaal aantal dieren waaruit de lokale populatie kan bestaan en daar vanuit te redeneren wat het effect is op de lokale populatie (Ministerie van EZ 2014b). Deze laatste benadering lijkt ook geschikt om het effect van sterfte in het algemeen te beoordelen. Deze aanpak wordt daarom in dit rapport voor alle soorten toegepast.

De soortenstandaarden geven geen eenduidige indicatieve aantallen voor een populatie. Hieronder is daarom op basis van beschikbare literatuur voor relevante soorten beargumenteerd wat de omvang van de lokale populatie is voor het beoordelen van effecten op de gunstige staat van instandhouding. Hierbij wordt voor de populatie-omvang en catchment area een worst-case benadering gehanteerd.

Het effect van additionele sterfte door windturbines

Het primaire effect van additionele sterfte (additioneel aan de 'natuurlijke sterfte') betekent een afname van het aantal individuen. Echter, door de sterfte van het ene individu, zullen de overlevingskansen van de andere toenemen. In algemene zin kan gesteld worden dat er dus geen één op één relatie is tussen additionele sterfte en afname van de populatie. Alleen gedetailleerde modellen gebaseerd op langlopende populatiedynamische detailstudies kunnen dergelijke effecten op populatieniveau nauwkeurig voorspellen.

Gewone dwergvleermuis

De Gewone dwergvleermuis is in Nederland veruit de meest algemene vleermuissoort. De landelijke staat van instandhouding (SvI) wordt als gunstige beschouwd. De omvang van de populatie wordt geschat op minimaal 300.000 dieren, maar is waarschijnlijk aanzienlijk groter. (bron: European Topic Centre on Biological Diversity, report on Article 17 of the Habitats Directive <http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>).

Populatie in omgeving Eemshaven / Delfzijl

Om inzicht te krijgen in het effect op de gunstige staat van instandhouding van de lokale populatie van de Gewone dwergvleermuis, moet in beeld gebracht worden hoe groot de populatie van de Gewone

dwergvleermuis ter plekke is (Ministerie van EZ, 2014a). Hieronder wordt de populatie op basis van literatuur (zie kader) ruimtelijk afgebakend op basis van een cirkelvormige catchment area.

Populatiestructuur

Zoals ook bij andere Europese vleermuizen het geval is, krijgen Gewone dwergvleermuizen hun jongen in kraamgroepen van vrouwtjes. De kraamgroepen bestaan uit 50 tot meer dan 100, soms zelfs oplopend tot 250 vrouwtjes (Dietz et al. 2006). Simon et al. (2004) vonden gemiddeld 88 vrouwtjes per kraamgroep. Deze zijn in een netwerkstructuur met elkaar verbonden.

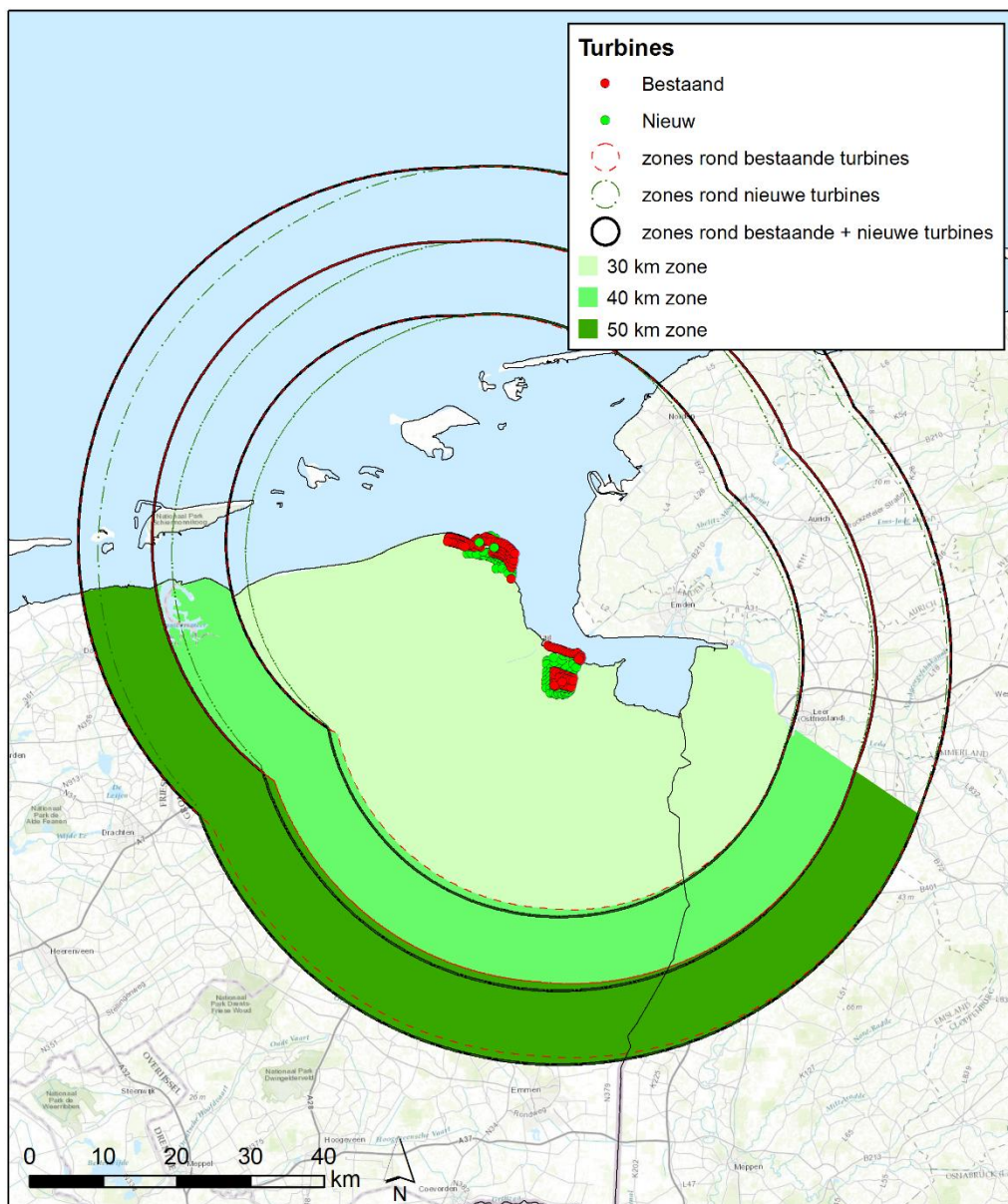
In voorliggend rapport wordt de lokale populatie op het niveau van massa-overwinteringsverblijven annex zwerm- en voortplantingsplaatsen beschouwd. Dit wordt als volgt onderbouwd. De lokale kraamgroepen zijn (genetisch) met elkaar verbonden door uitwisseling van vrouwtjes (Simon et al. 2004), dispersie van jonge dieren en door genetische uitwisseling in de overwinterings / paarverblijven. Volgens ringonderzoek zijn de populaties in Midden-Europa gestructureerd rond grote overwinteringsverblijven. De dieren zijn afkomstig uit een gebied (de catchment area) tot circa 50 kilometer van deze verblijven (Dietz et al. 2011, Simon et al. 2004). Simon et al. (2004) vonden geen toename in de genetische verschillen tussen groepen Gewone dwergvleermuizen tot op een afstand van ca. 40 kilometer (grotere afstanden werden niet onderzocht). Dat wijst er op dat tenminste op deze schaal er regelmatige genetische uitwisseling plaatsvindt, dus dat deze vleermuizen tot één lokale deelpopulatie moeten worden gerekend. Aangenomen wordt dat deze populatiestructuur ook in Nederland bestaat. Ook in Nederland zijn massa-overwinteringsverblijven bekend, o.a. in Utrecht, Fort Honswijk en Tilburg. Deze liggen hemelsbreed ca. 13 km en ca. 44 km uiteen.

Hoe groot het gebied is waaruit de dieren samen komen (oftewel de lokale populatie volgens een netwerkstructuur, zie kader) is niet met zekerheid bekend; op basis van de huidige kennis betreft de bovengrens hiervan een cirkelvormig gebied met een straal van circa 50 km (zie kader). Afhankelijk van bijvoorbeeld de 'connectiviteit' van landschapselementen, waarlangs vleermuizen zich verplaatsen, zal dit echter in de ene richting vanuit een verblijfplaats groter of kleiner kunnen zijn dan in een andere richting, zodat gemiddeld sprake zal kunnen zijn van een kleinere afstand waarbinnen uitwisseling tussen verschillende verblijfplaatsen plaatsvindt. In open landschappen in Nederland, waar de connectiviteit tussen verschillende verblijfplaatsen mogelijk lager is dan in hiervoor genoemde voorbeelden uit Duitsland, zal het totale gebied kleiner kunnen zijn. Voorzichtigheidshalve hanteren wij daarom als ondergrens een cirkelvormig gebied met een straal van 30 km (Tabel 6). Voor de berekening van de populatie binnen zo'n catchment zijn grote open wateren binnen dit cirkelvormige gebied (Eems-Dollard estuarium, Waddenzee) buiten beschouwing gelaten evenals de Waddeneilanden en Duitse gebieden aan de overzijde van de Eems (Figuur 4). Het is niet waarschijnlijk dat vleermuizen die daar verblijven een binding hebben met de plangebieden van de windparken in de Eemshaven / Delfzijl.

Bij de berekening wordt verder uitgegaan van de eerder genoemde schatting van de Nederlandse populatiegrootte van minimaal 300.000 exemplaren. Dat komt overeen met een gemiddelde dichtheid van ca. 9 vleermuizen per vierkante kilometer (landoppervlak). Dit komt goed overeen met andere waarden uit de literatuur. De dichtheid is in Marburg, Duitsland (landschappelijk gezien vergelijkbaar met Zuid-Limburg) door middel van uitgebreid ringonderzoek bepaald op 24 adulten / km² (Simon et al. 2004). De dichtheid van gewone dwergvleermuis is 8 adulten / km² in overwegend open terrein in het noorden van Engeland en Schotland (Jones et al. 1991, Speakman et al. 1991).

Cumulatief effect op populatie?

Er is uitgegaan van een jaarlijkse natuurlijke sterfte van ca. 20% (Sendor & Simon 2003), ofwel ongeveer een vijfde. Om te bepalen of een cumulatief effect op de populatie mogelijk zou kunnen zijn is tenslotte gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel 6).



Figuur 4 Catchment areas voor de bepaling van populaties vleermuizen binnen een straal van 30, 40 en 50 km van de windparken in de Eemshaven en Delfzijl.

Tabel 6 Inschatting van de cumulatieve bijdrage van extra sterfte aan de totale sterfte van de Gewone dwergvleermuis, voor verschillende stralen r van de catchment area (in km) en een gemiddelde dichtheid van 9 vleermuizen / km²

	$r = 30\text{km}$	$r = 40\text{km}$	$r = 50\text{km}$
Oppervlak (km²)	2.259	3.480	4.948
Aantal gewone dwergvleermuizen	20.331	31.320	44.532
Jaarlijkse sterfte (20%)	4.066	6.264	8.906
1%-mortaliteitsnorm	41	63	89
Cumulatieve sterfte nieuwe windparken	91	91	91
idem na stilstandsvoorziening (80% minder)	18	18	18

De cumulatieve additionele sterfte door de windturbines betreft een duidelijke overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel 6). Een cumulatief effect van de windparken op de gunstige staat van instandhouding van de lokale populatie van de Gewone dwergvleermuis is daarom niet uitgesloten. Verderop wordt beschreven hoe met toepassing van een zogenoemde stilstandsvoorziening, waarbij

windturbines worden stilgezet tijdens voor vleermuizen risicovolle omstandigheden, de cumulatieve additionele sterfte met minimaal 80% is te reduceren. In dit geval leidt dat tot een reductie van de cumulatieve additionele sterfte van Gewone dwergvleermuizen die beneden de 1%-mortaliteitsnorm ligt en dus gezien mag worden als een verwaarloosbaar aantal slachtoffers die met zekerheid de GSI van de lokale populatie niet in het geding brengt. Effecten op regionale en landelijke populatie zijn daarmee ook uitgesloten.

Ruige dwergvleermuis

In Nederland is de Ruige dwergvleermuis de op één na talrijkste soort. De landelijke staat van instandhouding (Svl) wordt als gunstig beschouwd. Ruige dwergvleermuizen staan niet op de Nederlandse Rode Lijst. Er zijn in Nederland geen aanwijzingen voor een negatieve trend. In Duitsland is sprake van een stabiele trend, in Zweden en twee Baltische staten is sprake van een positieve trend (European Topic Centre on Biological Diversity). Het verspreidingsgebied van de soort in Europa breidt zich uit (Dietz et al. 2011). Het aantal Ruige dwergvleermuizen dat zich jaarlijks in de nazomer in Nederland bevindt werd in 1997 geschat op 50.000 – 100.000 dieren (Limpens et al. 1997; bron: European Topic Centre on Biological Diversity). Meer recente schattingen voor (delen van) Nederland ontbreken.

Het aantal aanwezige dieren varieert sterk in de loop van het jaar. In de eerste helft van de zomer is het aantal relatief laag. Er worden in Nederland (vrijwel) geen Ruige dwergvleermuizen geboren. Er is de afgelopen 25 jaar slechts één kraamverblijfplaats van de soort in Nederland gevonden (Jisp, NH; Kapteyn, 1995). De meeste kraamverblijven van de Ruige dwergvleermuis zijn bekend van de Baltische Staten, alsmede het voormalige Oost-Duitsland, Polen en Wit-Rusland (Dietz et al. 2011). Aan het eind van de zomer en begin van de herfst trekken de dieren in zuidwestelijke richting. De Ruige dwergvleermuizen die als slachtoffer zijn gevonden in Duitse windparken waren allen afkomstig uit Estland of Rusland (Voigt et al. 2012). Het is waarschijnlijk dat dit ook voor de Nederlandse slachtoffers zal gelden. Over Nederland vindt (massaal) trek plaats. Daarnaast overwinteren ook Ruige dwergvleermuizen in Nederland. Slachtoffers in windparken zijn met name gevonden in het najaar, tijdens de balts- en trekperiode (Brinkmann et al. 2011). Dan passeren grote aantallen Ruige dwergvleermuizen waarvan het grootste deel slechts korte tijd in Nederland verblijft. De trek door Nederland vindt vermoedelijk vooral plaats in een brede zone (50 – 100 km) langs de kust. Een deel vliegt gestuwd over de Afsluitdijk naar het Robbenoordbos en andere delen van Noord-Holland. Een ander deel vliegt waarschijnlijk langs de oostelijke zijde van IJsselmeergebied en langs de grote rivieren naar zuidwest Nederland. Ook vindt breedfronttrek plaats over grote delen van Nederland waaronder de grote meren.

Populatie in omgeving Eemshaven / Delfzijl

Volgens de Soortenstandaard dienen effecten van ruimtelijke ontwikkelingen op de ruige dwergvleermuis getoetst te worden aan de lokale populatie (Ministerie van EZ, 2014b). Zoals hierboven is aangegeven, is het eigenlijk niet goed mogelijk om een lokale populatie (in de zin van een helder te onderscheiden groep dieren) geografisch goed af te bakenen. In voorliggende studie wordt de lokale populatie daarom op de volgende wijze ingevuld. Als lokale populatie wordt het aantal dieren genomen dat zich in een cirkel met een zekere afstand van het plangebied bevindt, de catchment area. Gelet op de doortrekpatronen en de schaal waarop de trek plaatsvindt, nemen wij een gebied met een straal van 30 km als grond voor de lokale populatie.

Het aantal Ruige dwergvleermuizen dat van het gebied van 30 km (en anderen stralen) rond het plangebied gebruik maakt wordt gebaseerd op de referentiepopulatie van 100.000 dieren. Dit is de bovengrens van het geschatte aantal in Nederland aanwezige Ruige dwergvleermuizen in de nazomer (Limpens et al. 1997). Er is gebruik gemaakt van de bovengrens omdat (zoals hierboven uiteengezet) het verspreidingsgebied van de soort in Noordoost Europa is toegenomen sinds 1997. Hierdoor zullen ook meer dieren in zuidwestelijke richting trekken om in gebieden met een gematigd klimaat (zoals Nederland) te kunnen overwinteren. Dit komt overeen met een dichtheid van 3,0 Ruige dwergvleermuizen per km² (100.000 dieren gelijkmatig over het Nederlandse landoppervlak verspreid).

Cumulatief effect op populatie?

De jaarlijkse natuurlijke sterfte is 33% (Schmidt 1994). Net als bij de Gewone dwergvleermuis is gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm voor het bepalen van een mogelijk effect (zie kader en Tabel 7).

Tabel 7 Inschatting van de cumulatieve bijdrage van extra sterfte aan de totale sterfte van de Ruige dwergvleermuis, voor verschillende stralen r van de catchment area (in km) en een gemiddelde dichtheid van 3 vleermuizen / km²

	$r = 30\text{km}$	$r = 40\text{km}$	$r = 50\text{km}$
Oppervlak (km²)	2.259	3.480	4.948
Aantal ruige dwergvleermuizen	6.777	10.440	14.844
Jaarlijkse sterfte (33%)	2.236	3.445	4.899
1%-mortaliteitsnorm	22	34	49
Cumulatieve sterfte nieuwe windparken	150	150	150
idem na stilstandsvoorziening (80% minder)	30	30	30

De cumulatieve additionele sterfte door de windturbines betreft een ruime overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel 7). Een cumulatief effect van de windparken op de gunstige staat van instandhouding van de lokale populatie van de Ruige dwergvleermuis is daarom niet bij voorbaat uitgesloten. Verderop wordt beschreven hoe met toepassing van een zogenoemde stilstandsvoorziening, waarbij windturbines worden stilgezet tijdens voor vleermuizen risicovolle omstandigheden, de cumulatieve additionele sterfte met minimaal 80% is te reduceren. Voor een catchment area met straal van 30 km bedraagt de cumulatieve sterfte ook na mitigatie nog steeds (iets) meer dan de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel 7) en moet verder worden onderzocht of de GSI in geding kan komen.

Nadere beoordeling effect op GSI

Het effect van de cumulatieve additionele sterfte op de GSI is nader beoordeeld aan de hand van de Potential Biological Removal (PBR). Binnen bepaalde aannames kan de door mensen veroorzaakte sterfte die door een populatie gedragen kan worden onderzocht worden door middel van de PBR; zie uitleg in hoofdstuk 3.1. Effecten van bestaande windturbines en andere menselijke oorzaken komen in de huidige populatieomvang van de Ruige dwergvleermuis tot uitdrukking en maken derhalve geen aandeel uit van de PBR. Voor vleermuizen is deze aanpak eerder toegepast om het cumulatieve effect van de sterfte in offshore windparken op de Noordzee te beoordelen (Boonman et al. 2014) en de effecten van Windpark Fryslân op Ruige dwergvleermuizen (Kleyheeg-Hartman & Boonman 2015).

Voor het berekenen van de PBR is gebruik gemaakt van de volgende aannames:

- De leeftijd waarop Ruige dwergvleermuizen beginnen deel te nemen aan de voortplanting is 2 jaar. 3-4 maanden oude vrouwtjes nemen deel aan de paring en kraamkolonies bestaan voornamelijk uit 1 tot 3 jaar oude vrouwtjes met jongen (Dietz et al. 2011). Een hogere "age at first breeding" leidt tot een lagere PBR. Met twee jaar is dus een zeer voorzichtige inschatting gemaakt.
- De jaarlijkse adulte overleving is 67%. De jaarlijkse natuurlijke sterfte van Ruige dwergvleermuizen in Brandenburg, Duitsland werd begin jaren negentig aan de hand van ringonderzoek berekend op 32-34 % (Schmidt 1994). De overleving (in %) is $100 - \text{sterfte}$.
- De minimale populatiegrootte bedraagt 6.777 dieren. Zie Tabel 7 en toelichting daarbij.
- De recovery factor is 0,5. Ruige dwergvleermuizen staan niet op de Nederlandse Rode Lijst. Het is de op een na talrijkste vleermuissoort van Nederland. Er zijn in Nederland geen aanwijzingen voor een negatieve trend. In Duitsland is sprake van een stabiele trend, in Zweden en twee Baltische staten is sprake van een positieve trend (European Topic Centre on Biological Diversity). Het verspreidingsgebied van de soort in Europa breidt zich uit (Dietz et al. 2007). Een lagere recovery factor leidt tot een lagere PBR. Met $R_f = 0,5$ is dus een zeer voorzichtige inschatting gemaakt.

Uitgaande van bovenstaande, voorzichtige, aannames bedraagt de PBR voor de ruige dwergvleermuis 556 dieren. Dit betekent dat de additionele sterfte die door de populatie van de Ruige dwergvleermuis gedragen kan worden ruim 550 slachtoffers bedraagt. Dit is beduidend hoger dan de cumulatieve additionele sterfte

die berekend is voor de nieuwe windparken in de Eemshaven en Delfzijl tezamen. De cumulatieve additionele sterfte is dusdanig onder de PBR dat een negatief effect op GSI van de betrokken populatie van de Ruige dwergvleermuis met zekerheid uitgesloten kan worden.

Rosse vleermuis

In Duitsland is de Rosse vleermuis het meest frequent aangetroffen vleermuislachtoffer in windparken. In Nederland lijkt de soort minder vaak slachtoffer te worden dan de dwergvleermuisen. De reden voor dit verschil is nog onduidelijk. De Rosse vleermuis komt in grote delen van Nederland voor maar doorgaans in lage dichtheden. Op grond van een afname in de waargenomen verspreiding is de soort op de Nederlandse Rode Lijst geplaatst in de categorie kwetsbaar. De omvang van de populatie wordt geschat op minimaal 4.000 en maximaal 6.000 voortplantende dieren. (bron: European Topic Centre on Biological Diversity; Zoogdierverseniging VZZ, 2007).

In Nederland worden jongen geboren en vindt paring en overwintering plaats. Rosse vleermuisen verblijven in Nederland vrijwel uitsluitend in bomen (Limpens et al. 1997), de enige bekende uitzonderingen zijn een toren in Naarden (Kapteyn 1995) en een flatgebouw in Amersfoort (mond. Med. Zomer Bruijn 2014). Bij de verblijfplaatsen in bossen gaat het vrijwel uitsluitend om oude loofbomen (Limpens et al. 1997; Boonman 2000). Voorwaarde voor de aanwezigheid van een lokale populatie Rosse vleermuisen vormt daarom de aanwezigheid van loofbos. De meeste Nederlandse Rosse vleermuisen lijken ook in Nederland te overwinteren. Een beperkt deel trekt weg in ZZW richting (Bels 1952). Daarnaast is het waarschijnlijk dat dieren uit Noordoost Europa in Nederland overwinteren. De winters zijn daar te koud om veilig in boomholtes te kunnen overwinteren. Uit recent onderzoek aan Rosse vleermuis slachtoffers in Duitse windparken is gebleken dat de herkomst niet alleen lokaal is. Bijna een derde (28%) van de dieren kwam uit het noordoostelijk deel van Europa (Rusland, Baltische Staten, Wit-Rusland; Lehnert et al. 2014). Het lijkt aannemelijk dat een vergelijkbare situatie zich ook in Nederland voordoet.

Populatie in omgeving Eemshaven / Delfzijl

Volgens de Soortenstandaard dienen effecten van ruimtelijke ontwikkelingen op de Rosse vleermuis getoetst te worden aan de lokale populatie (Ministerie van EZ, 2014c). De standaard geeft niet weer hoe die lokale groep afgebakend dient te worden. Er bestaat geen schatting van het aantal Rosse vleermuisen dat zich tijdens de trektijd in Nederland bevindt. Evenmin is bekend hoeveel Rosse vleermuisen door Nederland trekken. De landelijke populatieschatting heeft betrekking op het aantal zich in Nederland voortplantende dieren. Het toetsen van het aantal slachtoffers onder migrerende dieren (uit Noordoost-Europa) aan het aantal zich in Nederland reproducerende dieren is niet zinvol. In tegenstelling tot de Ruige dwergvleermuis is er voor de Rosse vleermuis daarom geen bruikbare populatieschatting waar het aantal slachtoffers tegen afgezet kan worden.

Cumulatief effect op populatie?

In de plangebieden is geen sprake van een lokale populatie van deze boombewonende soort en doorkruisen alleen trekkende dieren het plangebied. Effecten op de regionale of landelijke populatie zijn om de bovengenoemde redenen en met bovendien cumulatief maximaal een tiental aanvaringslachtoffers per jaar uitgesloten. Rosse vleermuisen kunnen eveneens profiteren van de toepassing van een stilstandsvoorziening die, om de relatief hoge sterfte van dwergvleermuisen tegen te gaan, een nuttige mitigerende maatregel vormt. Een stilstandsvoorziening brengt de cumulatieve additionele sterfte van Rosse vleermuisen verder terug tot een verwaarloosbaar aantal van enkele exemplaren.

Tweekleurige vleermuis

De Tweekleurige vleermuis komt niet veel voor in Nederland. De omvang van de Nederlandse populatie wordt geschat op 100-250 dieren (bron: European Topic Centre on Biological Diversity). De soort staat op de Rode Lijst in de categorie kwetsbaar (Zoogdierverseniging VZZ, 2007) op basis van het beperkte voorkomen van de soort. De tweekleurige vleermuis is een lange afstandstrekker. In Nederland vindt behalve doortrek ook voortplanting plaats. Er waren tot voor kort slechts twee verblijfplaatsen van de soort in Nederland bekend, maar recent zijn in de dorpen Spijk en Bierum, op circa 5 kilometer ten zuiden van de Eemshaven, twee nieuwe verblijfplaatsen aangetroffen (mond. med. R. Modderman & R. Haselager).

Sterfte van de soort in windparken wordt door de Rode Lijst als een van de bedreigingen gezien. Er wordt echter in de Rode Lijst gesproken over een toename van de soort in Nederland. De toename van het aantal windparken heeft dus niet geleid tot een afname van de soort.

Voor de Tweekleurige vlemuis is geen soortenstandaard opgesteld. Uitgaande van een minimale populatiegrootte van 100 dieren is een jaarlijkse sterfte van 1 dier al een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm op landelijke schaal. Op regionale en lokale schaal zal dat niet anders zijn. Een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm wil niet zeggen dat er werkelijk effecten op de gunstige staat van instandhouding optreden (zie ook nadere beoordeling bij Ruige dwergvlemuis).

Cumulatief effect op populatie?

Cumulatief zijn op jaarbasis een enkel of enkele (1-3) slachtoffers onder Tweekleurige vlemuizen in de geplande windparken in de Eemshaven / Delfzijl niet uit te sluiten. Er zijn onvoldoende gegevens beschikbaar om een nauwkeurige bepaling te doen van de effecten hiervan op de relevante populatie. Over de demografie van de Tweekleurige vlemuis is relatief weinig bekend. Daarnaast bevindt Nederland zich aan de rand van het verspreidingsgebied van de soort waar geboorte- en sterftecijfers wezenlijk kunnen afwijken van gebieden die meer in de kern van de verspreiding liggen. Tweekleurige vlemuizen kunnen eveneens profiteren van de toepassing van een stilstandsvoorziening die, om de relatief hoge sterfte van dwergvlemuizen tegen te gaan, een nuttige mitigerende maatregel vormt. Een stilstandsvoorziening brengt de cumulatieve additionele sterfte van Tweekleurige vlemuizen verder terug tot incidenten (<1 exemplaar per jaar in genoemde windparken tezamen).

Laatvlieger

De Laatvlieger komt vrijwel overal in Nederland voor in lage dichtheden. De Laatvlieger is geen migrerende soort. In Nederland vindt voortplanting en overwintering plaats. De omvang van de Nederlandse populatie wordt geschat op 25.000 – 40.000 dieren (bron: European Topic Centre on Biological Diversity). De Laatvlieger staat op de Rode Lijst in de categorie kwetsbaar (Zoogdierverseniging VZZ, 2007) op basis van een lichte achteruitgang in de verspreiding van de soort. De volgende bedreigingen worden door de Rode Lijst genoemd: onderhoud en renovatie van gebouwen, fragmentatie van het landschap, sterfte door wegen en windparken en verlies of aantasting van jachtgebieden. De Laatvlieger komt op grotere hoogte relatief weinig voor en wordt daarom ondanks zijn grote verspreidingsgebied vrij weinig als slachtoffer gevonden in windparken (Dürr 2013). In Nederland is de soort tot nu toe slechts eenmaal aangetroffen als slachtoffer in een windpark. Op grond van de huidige kennis is renovatie en na-isolatie van gebouwen de meest waarschijnlijke oorzaak van een eventuele achteruitgang van de soort.

Voor de Laatvlieger is nog geen soortenstandaard opgesteld. Voor de effectbeoordeling wordt uitgegaan van een Nederlandse populatiegrootte van minimaal 25.000 exemplaren. Dit komt overeen met een dichtheid van 0,7 laatvliegers per vierkante kilometer (25.000 dieren gelijkmatig over het Nederlandse landoppervlak verspreid). Uitwisseling van Laatvliegers tussen verblijfplaatsen komt geregeld voor over afstanden van 30-50 km (Dietz et al. 2011).

Cumulatief effect op populatie?

De jaarlijkse natuurlijke sterfte is 13-19% (Chauvenet et al. 2014). Net als bij de Gewone dwergvlemuis is gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm voor het bepalen van een mogelijk effect (Tabel 8).

Tabel 8 Inschatting van de cumulatieve bijdrage van extra sterfte aan de totale sterfte van de Laatvlieger, voor verschillende stralen r van de catchment area (in km) en een gemiddelde dichtheid van 0,7 vlemuizen / km²

	$r = 30\text{km}$	$r = 40\text{km}$	$r = 50\text{km}$
Oppervlak (km²)	2.259	3.480	4.948
Aantal gewone dwergvlemuizen	1.581	2.436	3.464
Jaarlijkse sterfte (20%)	253	390	554
1%-mortaliteitsnorm	3	4	6

Cumulatieve sterfte nieuwe windparken	13	13	13
idem na stilstandsvoorziening (80% minder)	3	3	3

De cumulatieve additionele sterfte door de windturbines betreft een duidelijke overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel 8). Een cumulatief effect van de windparken op de gunstige staat van instandhouding van de lokale populatie van de laatvlieger is daarom niet bij voorbaat uitgesloten. Hieronder wordt beschreven hoe met toepassing van een zogenoemde stilstandsvoorziening, waarbij windturbines worden stilgezet tijdens voor vleermuizen risicovolle omstandigheden, de cumulatieve additionele sterfte met minimaal 80% is te reduceren. In dit geval leidt dat tot een reductie van de cumulatieve additionele sterfte van laatvlieger die op of beneden de 1%-mortaliteitsnorm ligt en dus gezien mag worden als een verwaarloosbaar aantal slachtoffers die met zekerheid de GSI van de lokale populatie niet in het geding brengt (zie hiertoe ook de berekening van PBR voor Ruige dwergvleermuis). Effecten op regionale en landelijke populatie zijn daarmee ook uitgesloten.

3.3.3 Mitigatie door middel van stilstandsvoorziening

Een cumulatief effect van de additionele sterfte van alle geplande windparken in de Eemshaven en Delfzijl op de GSI van de Gewone dwergvleermuis, Ruige dwergvleermuis, Tweekleurige vleermuis en Laatvlieger is niet met zekerheid uit te sluiten bij voorbaat aangezien de sterfte hoger ligt dan 1% van de natuurlijke mortaliteit van de gehanteerde populaties. Voor de Rosse vleermuis is een vergelijkbare effectbeoordeling niet mogelijk.

Voor Gewone dwergvleermuis, Ruige dwergvleermuis, Tweekleurige vleermuis en Laatvlieger geldt dat cumulatieve effecten op de GSI niet met zekerheid zijn uit te sluiten, omdat de cumulatieve additionele sterfte hoger is dan de (streng) 1%-mortaliteitsnorm. Een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm betekent niet dat er per definitie sprake is van een effect op de GSI. Omdat vleermuispopulaties moeilijk te begrenzen en te kwantificeren zijn, zal nader veldonderzoek niet snel tot een meer nauwkeurige effectbeoordeling leiden. Een alternatief is het reduceren van het aantal slachtoffers tot een niveau waarop effecten wel met zekerheid zijn uit te sluiten.

De meest effectieve methode om het aantal aanvaringsslachtoffers onder vleermuizen te verlagen is door windturbines bij lage windsnelheden stil te zetten. Concreet houdt dat in dat de startwindsnelheid verhoogd wordt en dat voorkomen wordt dat de rotorbladen in vrijloop sneller draaien dan 1 rpm.

Vleermuizen zijn op gondelhoogte vrijwel alleen aanwezig bij lage windsnelheden. Boven de 5-6 m/s (op gondelhoogte) wordt doorgaans minder dan een paar procent van de activiteit vastgesteld. Daarnaast is duidelijk dat vleermuizen nauwelijks actief zijn bij temperaturen onder de 10 graden Celsius en in de periode na 1 oktober.

Een stilstandsvoorziening kan bestaan uit een vaste grenswaarde zoals het stilzetten van een windturbine beneden een bepaalde windsnelheid (5 m/s). Dit is alleen nodig in de periode dat vleermuizen voor kunnen komen in het windpark. Vleermuizen zijn alleen te verwachten gedurende de volgende omstandigheden of perioden:

- tussen zonsondergang en zonsopkomst;
- tussen 1 april en 1 oktober;
- bij droog weer;
- bij temperaturen boven de 10 graden Celsius.

Indien aan één of meerdere van bovenstaande voorwaarden niet wordt voldaan, dan kan de windturbine zonder beperkingen draaien (zie ook Krijgsveld et al. 2016).

In Canada en de V.S. heeft dit geresulteerd in een reductie van 44% tot 93% van het aantal slachtoffers met bijbehorend verlies aan energieopbrengst (op jaarbasis) van minder dan 1% (Baerwald et al. 2009; Arnett et al. 2010). Inmiddels bestaan echter meer geavanceerde methoden die gebruik maken van een variabele startwindsnelheid. Deze methoden hebben tot dusver geresulteerd in een reductie van tenminste 80% met bijbehorend verlies aan energieopbrengst van minder dan 1% (Lagrange et al. 2013). De startwindsnelheid wordt berekend aan de hand van de tijd van het jaar, de tijd van de nacht en de temperatuur. Dit is niet hetzelfde voor alle locaties in de wereld en vereist daarom dat de activiteit van vleermuizen op gondelhoogte tenminste gedurende een geheel seizoen is gemeten. Die metingen worden vervolgens gebruikt om het

algoritme te bepalen. Voorbeelden van zulke methoden zijn Chirotech van Biotope en ProBat (O. Behr Universiteit Erlangen-Nürnberg). Chirotech rapporteert een reductie van 90% en 96% van het aantal slachtoffers en bijbehorend energieverlies van respectievelijk 0,27% en 0,6% (Lagrange et al. 2013). Het algoritme is niet openbaar. ProBat is gratis te downloaden. Met ProBat is het aantal slachtoffers te reduceren tot een vooraf ingestelde waarde. Bij 16 windturbines in Duitsland is met die methode het aantal slachtoffers succesvol teruggebracht van gemiddeld 12 naar de vooraf gekozen waarde (in dat geval 2 slachtoffers). Meer informatie op: http://www.windbat.techfak.fau.de/tools/probat_en.shtml

Door middel van bestaande technieken is een verlaging van het aantal slachtoffers met minimaal 80% te realiseren.

3.4 Cumulatie andere effecten

3.4.1 Barrièrewerking

De effecten van barrièrewerking van de afzonderlijke windparken zijn in de desbetreffende effectbeoordelingen beschreven. Alle nieuwe initiatieven liggen aansluitend aan of zeer dichtbij bestaande windparken, grotendeels in het verlengde van de meest gebruikte vliegrichting. Daardoor is de mate waarin de barrièrewerking toeneemt zeer beperkt. In de onderstaande afbeelding is dit inzichtelijk gemaakt.



Figuur 5 Bestaande en nieuwe windparken rondom Eemshaven en Delfzijl

Voor vogels die de turbines ontwijken en in de huidige situatie al omvliegen, verandert er weinig, de omvliegafstand neemt niet in significante mate toe. Vogels die het windpark doorkruisen zullen dat in de nieuwe situatie eveneens doen. De toename van de barrièrewerking is derhalve dermate klein dat dit niet leidt tot significante effecten als gevolg van cumulatie.

3.4.2 Verstoring/oppervlakteverlies

De effecten van verstoring (visueel, geluid en trilling) en oppervlakteverlies van de afzonderlijke windparken zijn in de desbetreffende effectbeoordelingen beschreven. Alle nieuwe initiatieven liggen aansluitend aan of zeer dichtbij bestaande windparken, veelal deels binnen de bestaande verstoringcontour van windparken. De gebieden waar de nieuwe initiatieven worden uitgevoerd zijn niet van bijzonder belang als rust- of foerageergebied van wadvogels of ganzen en ook niet als zodanig aangewezen in de beleidsstukken van de provincie Groningen. Daarom is er ook in cumulatie geen sprake van significante effecten op soorten waarvoor in de Waddenzee een instandhoudingsdoelstelling geldt. Er verdwijnen in cumulatie evenmin belangrijke leef- en foerageergebieden van weide- en akkervogels of ganzen. Er is daarom geen sprake van een zodanig verlies van leefgebieden dat er sprake is van een effect op populaties van soorten.

3.4.3 Stikstofdepositie

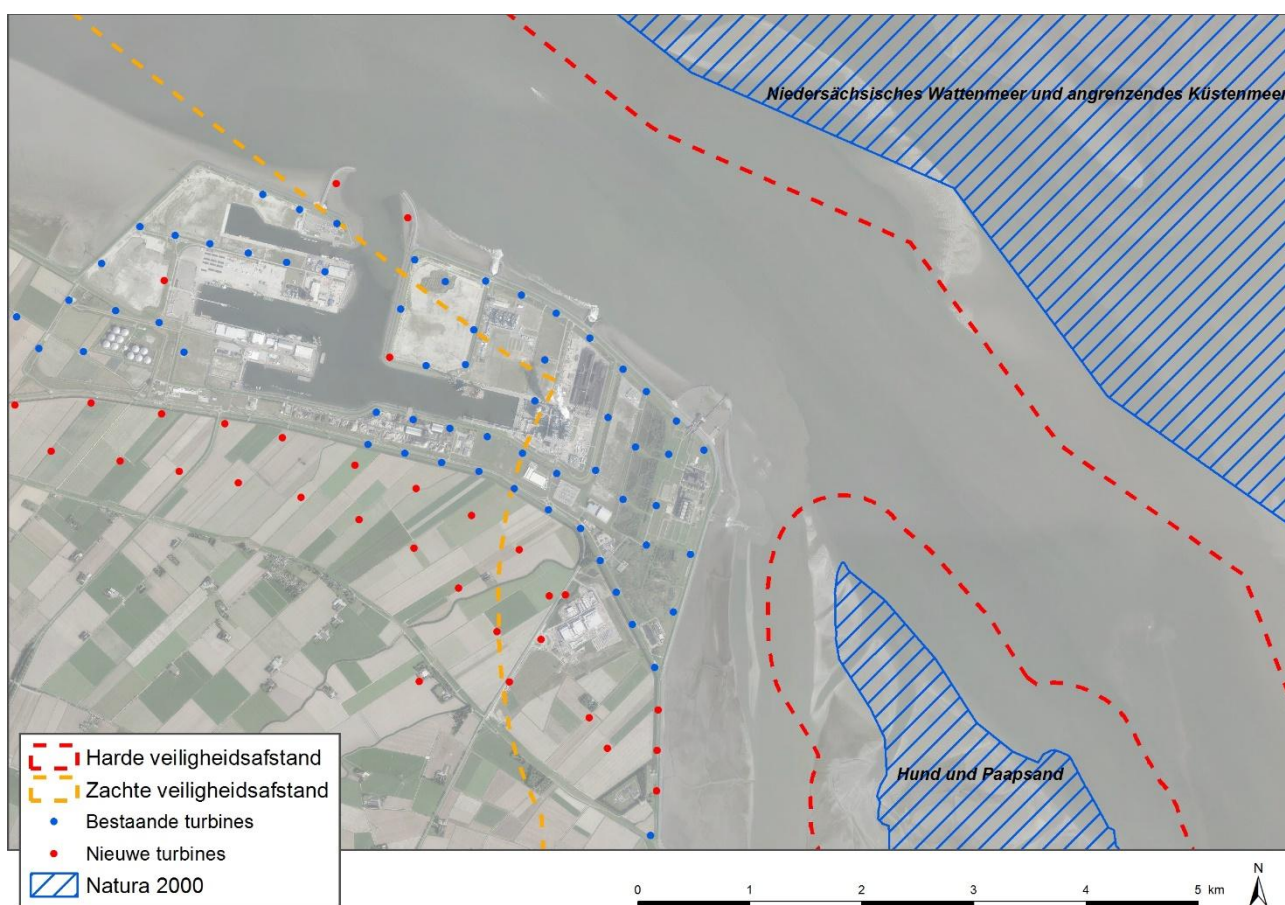
Tijdens de bouw van de turbineparken zal mogelijk sprake zijn van emissie van stikstof als gevolg van de inzet van materieel met verbrandingsmotoren, wat kan leiden tot depositie van stikstof op vermistingsgevoelige habitats. Het Programma Aanpak Stikstof (PAS) voorziet in beschikbare ontwikkelruimte: de mogelijkheid om gebruikt te maken van een gelimiteerde hoeveelheid depositieruimte. Als gevolg van de gehanteerde systematiek, waarbij de maximale ontwikkelruimte is gelimiteerd tot datgene wat toelaatbaar wordt geacht³, is er geen noodzaak tot het cumuleren van de depositie van de afzonderlijke projecten. De PAS-systematiek is zodanig van opzet dat het systeem de cumulatie bijhoudt en reguleert.

³ De PAS is passend beoordeeld. Daarbij is geconcludeerd dat de cumulatieve effecten van alle plannen en projecten waarvoor ontwikkelruimte beschikbaar is, niet zal leiden tot significante effecten.

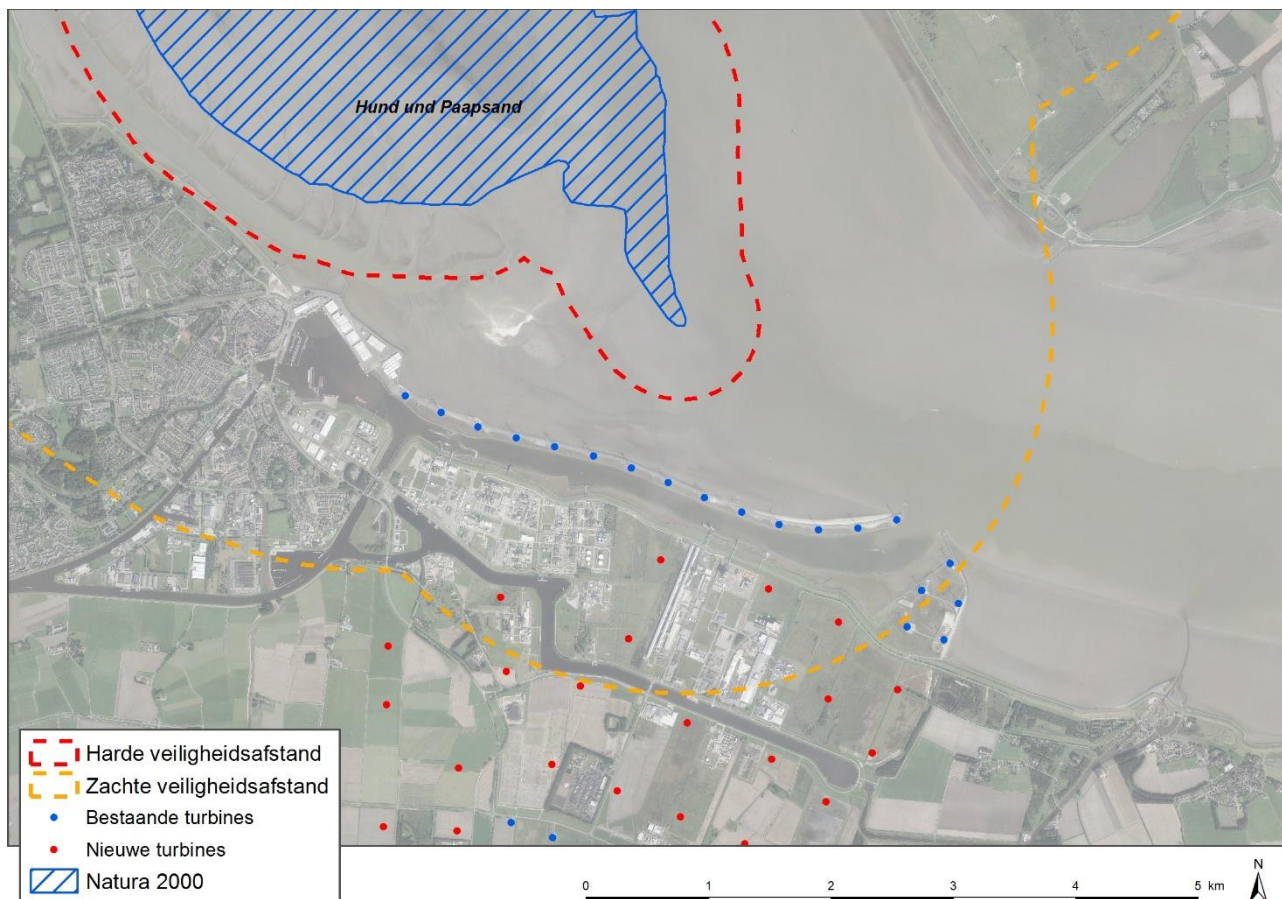
4 BEOORDELING EFFECTEN DUITSE NATURA 2000- GEBIEDEN

4.1 Inleiding

Zoals al beschreven in 2.2 ligt geen van de nieuw te plaatsen turbines binnen de harde veiligheidsafstand van één van de Duitse Natura 2000-gebieden. Wel ligt zowel in de Eemshaven als bij Delfzijl een aantal nieuwe turbineposities binnen de zachte veiligheidsafstand. Dat betekent dat alleen initiatieven binnen deze zone beoordeeld moeten worden aan het Duitse toetsingskader voor zover dat betrekking heeft op de zachte veiligheidsafstand. Onderstaande afbeeldingen tonen de Eemshaven en Delfzijl samen met de veiligheidsafstanden in meer detail. De Eemshaven ligt binnen de zachte veiligheidsafstand van het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer. Oosterhorn (Delfzijl) ligt deels binnen de zachte veiligheidsafstand van het Natura 2000-gebied Hund und Paapsand.



Figuur 6 Ligging van de nieuwe turbineposities in de Eemshaven ten opzichte van de veiligheidsafstanden rondom de Duitse Natura 2000-gebieden Niedersächsisches Wattenmeer und Angrenzendes Küstenmeer en Hund und Paapsand.



Figuur 7 Ligging van de nieuwe turbineposities bij Delfzijl ten opzichte van de veiligheidsafstanden rondom het Duitse Natura 2000-gebied Hund und Paapsand.

4.2 Duitse toetsingskader en beoordeling

De Eemshaven ligt geheel buiten de harde veiligheidsafstand, maar deels binnen de zachte veiligheidsafstand. Dat betekent dat alleen getoetst wordt aan de zachte veiligheidsafstand. In het Eemshavengebied liggen 12 turbineposities binnen de zachte veiligheidsafstand. Het gaat om twee posities voor te plaatsen turbines op de strekdammen bij de havenmond van de Eemshaven, twee posities in het toekomstige windpark Oostpolder en 8 turbineposities in het nieuwe windpark Eemshaven Zuidoost.

De omgeving van Delfzijl ligt geheel buiten de harde veiligheidsafstand, maar deels binnen de zachte veiligheidsafstand. Dat betekent dat alleen getoetst wordt aan de zachte veiligheidsafstand. In het toekomstige windpark Oosterhorn liggen 5 turbineposities binnen de zachte veiligheidsafstand.

De zachte veiligheidsafstand is ingesteld als bufferzone rondom de harde veiligheidsafstand en dient, naast het beschermen van de kwalificerende soorten van het Natura 2000-gebied, voor de instandhouding van broed-, rust- en foerageergebieden in de omgeving van beschermde gebieden. De meest gevoelige soort is bepalend voor de te hanteren afstand. In het geval van het Natura 2000-gebied Niedersächsisches Wattenmeer und Angrenzendes Küstenmeer en Hund und Paapsand bedraagt de zachte veiligheidsafstand 3 kilometer. Deze ingesteld om slaap en rustgebieden van kwalificerende ganzensoorten veilig te stellen. De voor het Niedersächsisches Wattenmeer und Angrenzendes Küstenmeer kwalificerende ganzensoorten slapen niet in het Eemshavengebied of in de omgeving van Delfzijl. Dat betekent dat de zachte veiligheidsafstand voor zover die met de nieuwe turbineposities overlapt niet relevant is: als gevolg van het plaatsen van turbines in het Eemshavengebied en in het industriepark Oosterhorn binnen deze zone is er dan ook geen sprake van een aantasting van de instandhoudingsdoelstelling van deze ganzensoorten.

De zachte veiligheidsafstand is in het regionale programma (zie ook paragraaf 2.2) bepaald als generieke afstand op basis van het totaal van soorten waarvoor het betreffende Natura 2000-gebied kwalificeert. Het regionale programma noemt echter ook enkele afstanden voor specifieke soorten die wel in het Eemshavengebied en rondom Delfzijl voorkomen:

- Kievit, Goudplevier: 1.000 m

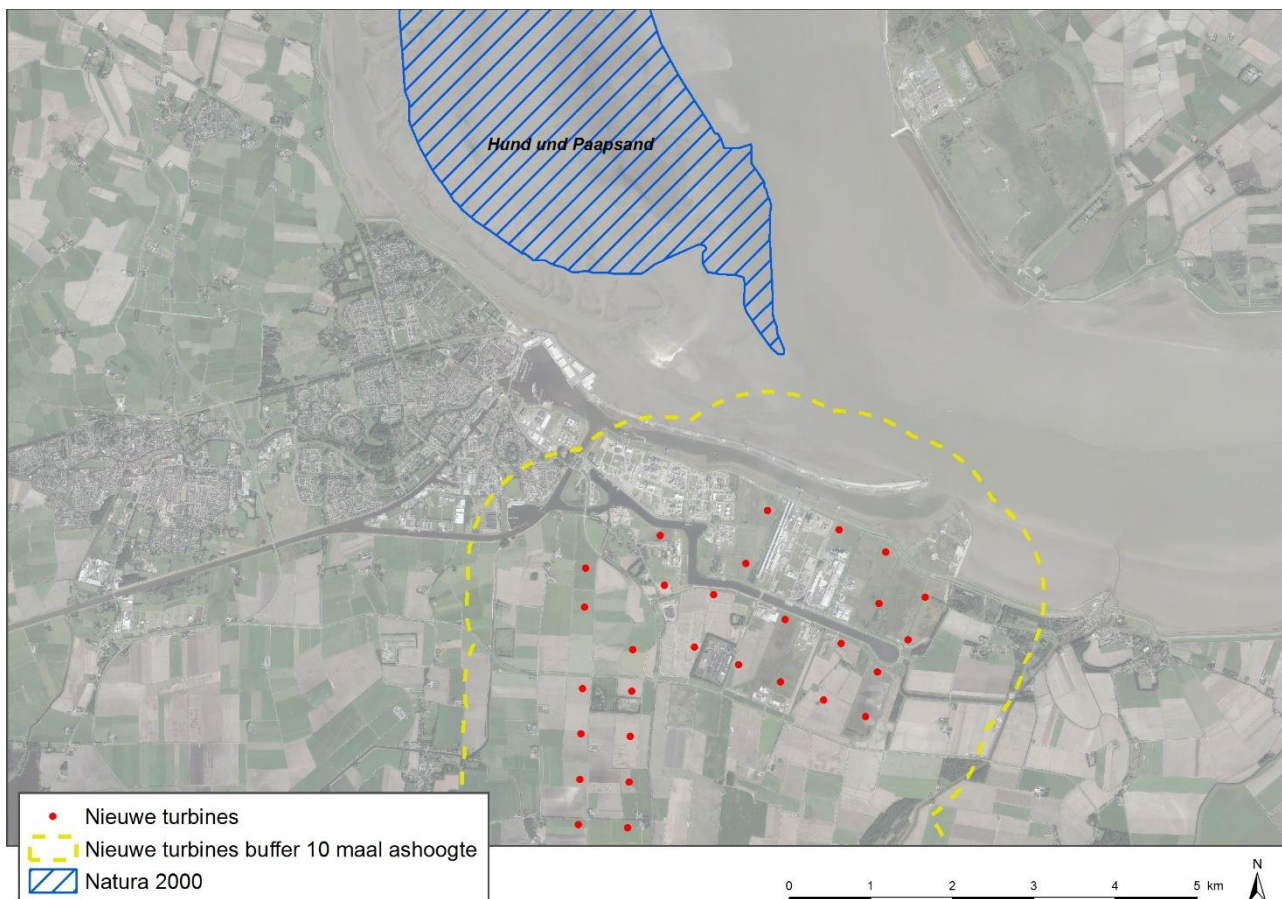
- Wulp, Grutto, Tureluur: 1.200 meter of 10-voudige van de ashoogte⁴
- Sterns, meeuwen: 1.000 meter

De Wulp, Grutto en Tureluur zijn maatgevend voor het bepalen van de zachte veiligheidsafstand. Omdat uitgegaan wordt van een afstand van 10 maal de ashoogte (zie voetnoot) en de ashoogte per initiatief verschilt, varieert de zachte veiligheidsafstand dus afhankelijk van de turbinehoogte. In de onderstaande afbeeldingen is de op deze wijze bepaalde zachte veiligheidsafstand voor alle nieuwe initiatieven getoond voor Eemshaven en Delfzijl. Voor zover in de plannen sprake is van een bandbreedte van de ashoogte is steeds uitgegaan van de maximaal mogelijke ashoogte.



Figuur 8 Nieuwe turbineposities in de Eemshaven met de op basis van de ashoogte bepaalde soortspecifieke zachte veiligheidsafstand van 10 maal de ashoogte, ten opzichte van de ligging van de Duitse Natura 2000-gebieden Niedersächsisches Wattenmeer und Angrenzendes Küstenmeer en Hund und Paapsand.

⁴ Omdat de ashoogte van alle nieuw te bouwen turbines hoger is dan 120 meter, is de norm van 10 maal de ashoogte bepalend voor de te hanteren zachte veiligheidsafstand voor de soorten die in het Eemshavengebied en rondom Delfzijl voorkomen.



Figuur 9 Nieuwe turbineposities bij Delfzijl met de op basis van de ashoogte bepaalde soortspecifieke zachte veiligheidsafstand van 10 maal de ashoogte, ten opzichte van de ligging van het Duitse Natura 2000-gebied Hund und Paapsand

Uit de afbeeldingen volgt dat er geen sprake is van een overlap tussen de zachte veiligheidsafstand, zoals bepaald voor de soorten van de Duitse Natura 2000-gebieden die daadwerkelijk in de Nederlandse plangebieden voorkomen. Er is derhalve geen sprake van strijdigheid met het Duitse toetsingskader.

5 CONCLUSIE

5.1 Gebiedsbescherming

Onder vrijwel alle soorten waarvoor de Waddenzee kwalificeert als Natura 2000-gebied vallen aanvaringsslachtoffers. Voor een deel van de soorten blijft het aantal slachtoffers onder de 1% mortaliteitsnorm, wat betekent dat voor deze soorten een effect op de instandhoudingsdoelstelling op voorhand valt uit te sluiten. Voor soorten waarvoor de 1% mortaliteitsnorm als gevolg van de cumulatieve sterfte zal worden overschreden kan een significant effect niet op voorhand worden uitgesloten, en is nader onderzoek nodig. Dat is in deze beoordeling gedaan door te toetsen aan de PBR (Potential Biological Removal; zie pagina 19 voor een nadere uitleg). De uitkomst is voor alle soorten dat de sterfte lager is dan volgens de PBR toelaatbaar wordt geacht. Dat betekent dat de cumulatieve sterfte geen gevolgen heeft voor de omvang van de populaties van de betreffende soorten. Dit betekent dat significante gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen van deze soorten eveneens kunnen worden uitgesloten.

5.2 Soortenbescherming

Voor beschermde soorten (vogels en vleermuizen) zijn de cumulatieve slachtofferaantallen van alle soorten getoetst aan de 1% mortaliteitsnorm. Voor een aantal soorten is sprake van een overschrijding van de norm, wat betekent dat gevolgen voor de staat van instandhouding niet zondermeer zijn uit te sluiten. Voor deze soorten is getoetst aan de PBR (Potential Biological Removal; zie pagina 19 voor een nadere uitleg). De uitkomst is voor alle soorten dat de sterfte lager is dan volgens de PBR toelaatbaar wordt geacht. Dat betekent dat de cumulatieve sterfte geen gevolgen heeft voor de omvang van de populaties van de betreffende soorten. Dit betekent dat gevolgen voor de staat van instandhouding van deze soorten eveneens kunnen worden uitgesloten.

5.3 Duitse toetsingskader

Alle nieuwe turbineposities liggen buiten de harde veiligheidsafstand van 600 meter rondom Duitse Natura 2000-gebieden, waarbinnen volgens het Duitse kader geen turbines mogen worden geplaatst. Een deel van de posities in de Eemshaven en Oosterhorn (Delfzijl) ligt wel binnen de zachte veiligheidsafstand van 3.000 meter. Dit heeft echter geen gevolgen, omdat de soorten waarvoor deze afstand is ingesteld (ganzen) niet in de gebieden waar de overlap optreedt voorkomen. Voor de soorten die wel voorkomen (steltlopers, meeuwen en sterns) geldt een zachte veiligheidsafstand van maximaal 10 maal de ashoogte van de turbines. Deze contour overlapt niet met de posities van de nieuw te plaatsen turbines. Er is om die reden geen sprake van strijdigheid met het Duitse toetsingskader.

LITERATUUR

- Abt, K. & A. Konter 2009. Survival rates of adult European grebes (Podicipedidae). *Ardea* 97: 313–321.
- AnteaGroup 2017. Toetsing Eemshaven. Ten behoeve van de tijdelijke 380 kV lijnverbinding EEM380-EOS380 te Eemshaven. Wet natuurbescherming, onderdeel gebiedenbescherming. Projectnr. 0414460.00. AnteaGroup, Heerenveen.
- Arcadis 2016. Structuurvisie Eemsmond-Delfzijl. Passende Beoordeling. Projectnummer C05058.000142.0100. Referentie: 078514126:A.34. Arcadis Nederland B.V., Arnhem.
- Arcadis 2017. Passende Beoordeling en Soortbeschermingsteets Windpark Geefsweer. Projectnummer C05062.000147.
- Arnett, E.B., M.M.P. Huso, J.P. Hayes & M. Schirmacher, 2010. Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International, Texas, USA. 57 pp.
- Baerwald, E.F., J. Edworthy, M. Holder, M. Robert & R. Barclay, 2009. A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *The Journal of Wildlife Management* 7(73), pp. 1077-1087.
- Beemster, N., B. Koks, R. van der Hut & M. Postma 2012. Foeragerende kiekendieven in en rondom de Oostvaardersplassen in 2011. A&W-rapport 1701, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- 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* 394-400.
- Bels, L. 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap in Limburg,. Reeks V, Maastricht.
- Blacquièrè, G., M.A. Ainslie, C.A.F. de Jong & W.C. Verboom, 2008. Geluidmetingen Eemshaven. TNO-DV 2008 C033. TNO, Den Haag.
- Boonman M. 2000. Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *J. Zool.* 251: 385-389.
- Boonman M., M.P. Collier, M.J.M. Poot 2014. Cumulative effects of offshore wind farms in the Southern North Sea in two species of bats. Notitie bureau Waardenburg 14-408/14.07021/MarPo.
- Boonman, M., M. Japink & D.E.H. Wansink, 2015. Vleermuizen in de Eemshaven. Voorkomen en slachtoffers in toekomstige windparken. Rapport 14-271. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Brenninkmeijer, A. & C. van der Weyde 2011. Monitoring aanvaringslachtoffers Windpark Delfzijl-Zuid 2006-2011. Eindrapportage vijf jaar monitoring. A&W-rapport 1656, Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Brenninkmeijer, A., J. van Belle, M. Kersten & C. van der Weyde 2012. Vliegbewegingen van vogels in en rondom het Eemshavengebied. Overzicht van bestaande kennis. . A&W-rapport 1789, Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden
- Brenninkmeijer, A., M. Koopmans, E. Klop, R. Bakker, F. Hoekema & H. Steendam 2014. Natuurmonitoring Eemshaven en natuurontwikkelingsgebieden Emmapolder 2008-2013. A&W-rapport 1960. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden
- Brenninkmeijer, A. & E. Klop 2015. Aanvullende ecologische beoordeling windenergie Groningen. Effecten op Visdief en Noordse stern. A&W-rapport 2120. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Brenninkmeijer, A. & E. Klop 2016. Aanvulling ecologische beoordeling uitbreiding opgave windenergie provincie Groningen. A&W-rapport 2203, Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.

- Brenninkmeijer, A., E. Klop & I. Mettrop 2017. Monitoring vogelslachtoffers hoogspanningslijnen Eemshaven 2011-2016. Eindrapportage vijf jaar monitoring. A&W-rapport 2245. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Brenninkmeijer, A., E. Klop, I. Mettrop & T.D. Jager 2017. Windpark Delfzijl-Noord. Monitoring aanvaringslachtoffers vogels 2016. A&W-rapport 2290. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäuse an Onshore-Windkraftanlagen. Bericht eines Forschungsvorhabens. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Brouwer, A., A. Brenninkmeijer & E. Klop 2016. Passende Beoordeling en soortenbescherming-onderzoek bestemmingsplan Oostpolder. BügelHajema, Assen.
- BügelHajema 2017. Passende Beoordeling en Flora- en faunawetonderzoek bestemmingsplan Eemshaven Zuidoost. BügelHajema, Assen.
- Buro Bakker 2015. Passende Beoordeling Kwelderlandschap Marconi Buitendijks. Rapport P14084, Buro Bakker, Assen.
- Buro Bakker 2016. Passende Beoordeling dijkversterking Eemshaven-Delfzijl. Rapport P15021, Buro Bakker, Assen.
- Cadbury, C.J. & P.J.S. Olney 1978. Avocet population dynamics in England. *British Birds* 71: 102-121.
- Chauvenet, A.L.M., A.M. Hutson, G.C. Smith & J.N. Aegerter 2014. Demographic variation in the U.K. serotine bat: filling gaps in knowledge for management. *Ecology and Evolution* 4: 3820–3829.
- Dietz, C., von Helversen, O. & Nill, D. 2011. Vleermuizen – allen soorten van Europa en Noordwest-Afrika. De verblijfplaatsen van vleermuizen. Utrecht: De Fontein – Tirion Uitgevers B.V., 2011.
- Dürr, T. 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09..2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php /.../wka_fm Maus.xls.
- Engels, B.W.R & A. Gyimesi 2017. Natuurtoets twee windturbines Eemshaven. Toetsing in het kader van de Wet natuurbescherming en Natuurnetwerk Nederland. Bureau Waardenburg Rapportnr. 17-072. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Engels, B.W.R., M. Boonman & J.C. Kleyheeg-Hartman 2017. Natuurtoets windturbines strekdammen Eemshaven. Toetsing in het kader van de Wet Natuurbescherming en Natuurnetwerk Nederland. Bureau Waardenburg. Rapportnr. 17-010. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Gyimesi, A., R.R. Smits, T.J. Boudewijn & K.L. Krijgsveld 2013. Seizoenstrek en getijdentrek van vogels bij de Eemshaven. Onderzoek in de periode najaar 2012 – voorjaar 2013. Raport 13-116. Bureau Waardenburg, Culemborg
- Gyimesi, A., D.B. Kruijt & J.C. Kleyheeg-Hartman, 2015. Effecten windturbine Oostpolderdijk, Eemshaven op beschermde soorten en gebieden. Toetsing in het kader van de Flora- en faunawet en de Natuurbeschermingswet 1998. Bureau Waardenburg Rapportnr. 15-190. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Hötter, H., O. Krone & G. Nehls 2010. Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Michael-Otto-Institut im NABU, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhäuser, Berlin, Husum.
- Jones, G.E., J.D. Altringham & R. Deaton 1991. Distribution and population densities of seven species of bats in northern England. *J. Zool. Lond.* 240:788-798.
- Kapteyn K., 1995. Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Schuyt & Co, Haarlem. ISBN 90 6097 392 5.

- Kleyheeg, J.C., M. van der Valk, K.L. Krijgsveld & J. van der Winden 2014. Passende beoordeling Windpark Wieringermeer. Toetsing in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 en overige gebiedsbescherming. Rapportnr. 13-245. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Kleyheeg-Hartman, J.C. & M. Boonman 2015. Aanvulling informatie aanvraag ontheffing art. 9 Ffwet - sterfte van vogels en vleermuizen in windpark Fryslân. Notitie Bureau Waardenburg 15-183/15.02273/JonKI.
- Kleyheeg-Hartman, J.C., M. Boonman & K.L. Krijgsveld 2017. Effecten van windpark Oostpolderdijk op beschermde soorten, Eemshaven Groningen. Activiteitenplan in het kader van de Wet natuurbescherming. Bureau Waardenburg Rapportnr. 17-009. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Klop, E. & A. Brenninkmeijer 2014. Monitoring aanvaringslachtoffers Windpark Eemshaven 2009-2014: eindrapportage vijf jaar monitoring. A&W-rapport 1975, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Klop, E. & A. Brenninkmeijer 2017a. Mortaliteit vogels en vleermuizen Windpark Oosterhorn. A&W-rapport 2286, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Klop, E. & A. Brenninkmeijer 2017b. Passende beoordeling uitbreiding Windpark Delfzijl-Zuid. A&W-rapport 2293, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Klop, E. 2017. Effecten vervanging turbines Growind op aanvaringslachtoffers. A&W-notitie 2809-1. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Klop, E., A. Brenninkmeijer & E. van der Heijden 2014. Ecologische beoordeling uitbreiding opgave windenergie provincie Groningen. A&W-rapport 2020, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Krijgsveld, K.L., J.C. Kleyheeg-Hartman, E. Klop & A. Brenninkmeijer 2016. Stilstandsvoorziening windturbines Eemshaven. Mogelijkheden en consequenties. Bureau Waardenburg Rapportnr. 16-100. Altenburg & Wymenga, Veenwouden en Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., M.P. Collier & D. Beuker 2012. Vliegbewegingen van vogels in en rondom het Eemshavengebied. Een inventarisatie van nachtelijke getijdetrek en seizoenstrek met behulp van radar ten bate van Windpark Eemsmonde. Rapport 12-142. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lagrange H., P. Rico, Y. Bas, A.-L. Ughetto, F. Melki, C. Kerbiriou 2013. Mitigating bat fatalities from wind-power plants through targeted curtailment: results from 4 years of testing CHIROTECH®. Book of abstracts CWE, Stockholm.
- Lehnert L.S., S. Kramer-Schadt, S. Schönborn, O. Lindecke & I. Niermann 2014. Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. PLoS ONE 9: e103106. doi:10.1371/journal.pone.0103106.
- Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg
- Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers 1997. Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Loss, S.R., T. Will & P.P. Marra 2013. Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. Biological Conservation 168: 201-209.
- Ministerie van EZ, 2014a. Soortenstandaard gewone dwergvleermuis *Pipistrellus pipistrellus*. Ministerie van EZ, Den Haag.
- Ministerie van EZ, 2014b. Soortenstandaard ruige dwergvleermuis. *Pipistrellus nathusii*. Ministerie van EZ, Den Haag.
- Ministerie van EZ, 2014c. Soortenstandaard rosse vleermuis *Nyctalus noctula*. Ministerie van EZ, Den Haag.
- 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., 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, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- 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, New Zealand Government.
- Runge, M.C., J.R. Sauer, M.L. Avery, B.F. Blackwell & M.D. Koneff 2009. Assessing allowable take of migratory birds. *Journal of Wildlife Management* 73: 556-565.
- Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12:261-274.
- Schaut, C., K. Aper & C. Derde, 2008. Aanvaring van vogels met MW-windturbines in de haven van Antwerpen. Rapport 2008-CS1. Fortech Studie bvba, Vrasene.
- Schmidt A. 1994. Phanologische Verhalten und Populationseigenschaften der Flughautfledermaus *Pipistrellus nathusii*, In Ostbrandenburg. *Nyctalus* 5: 77-100.
- Sendor T. & M. Simon 2003. Population dynamics of the pipistrelle bat: effects of sex, age and winter weather on seasonal survival. *Journal of Animal Ecology* 72: 308–320.
- Simon, M., S. Huttenbugel & J. Smit-Viergutz 2004. Ecology and Conservation of bats in villages and towns. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* Heft 77.
- Speakman, J.R., P.A. Racey, C.M. Catto, P.I. Webb, S.M. Swift & A.M. Burnett, 1991. Minimum summer populations and densities of bats in N.E. Scotland, near the northern borders of their distributions. *Journal of Zoology* 225: 327-345.
- Stienen, E.W.M., A. Brenninkmeijer & J. van de Winden 2009. De achteruitgang van de Visdief in de Nederlandse Waddenzee: exodus of langzame teloorgang? *Limosa* 82: 171-186.
- Ten Klooster, M. 2015. Milieueffectrapport Windpark Fryslân, Deel E: Passende beoordeling. Definitief rapport, Pondera Consult, Hengelo.
- Ten Klooster, M., J. Kleyheeg-Hartman & C. Heunks 2016. Aanvulling MER Windpark Fryslân. Definitief rapport, Pondera Consult, Hengelo.
- Vliet, F. van, M. van der Valk, M. Boonman, K.D. van Straalen, J.C. Kleyheeg & J. van der Winden, 2014. Natuurtoets Windpark Wieringermeer. Toetsing in het kader van de Flora- en faunawet. Rapportnr. 13-244. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann, S. Kramer-Schadt. 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153: 80–86.
- Wade, P. 1998. Calculating limits to the allowable human caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14: 1–37.
- Walker, P. 2015. Wadden Sea Fish Haven: development agenda for fish in the Wadden Sea. Programma naar een Rijke Waddenzee, juni 2015.
- Wymenga, E., A. Brenninkmeijer & L. Bruinzeel 2014. Noordse sterns in de Eemshaven. A&W-notitie FEKA2014#5. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Zehnder, S., S. Akesson, F. Liechti & B. Bruderer, 2001. Nocturnal autumn bird migration at Falsterbo, South Sweden. *Journal of Avian Biology* 32: 239-248.
- Zoogdierverseniging VZZ, 2007. Basisrapport voor de Rode Lijst Zoogdieren volgens Nederlandse en IUCN-criteria. VZZ rapport 2006.027. Tweede, herziene druk. Zoogdierverseniging VZZ, Arnhem

BIJLAGE A OVERZICHT SLACHTOFFERAANTALLEN BESCHERMDE SOORTEN

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de mortaliteit en de 1%-mortaliteitsnorm voor alle relevante soorten uit deze beoordeling. Hierbij is de Nederlandse populatie als uitgangspunt genomen, gebaseerd op de populatiegroottes gegeven door SOVON. Indien sprake is van duidelijke seizoensverschillen in populatiegrootte, is een range gegeven. Bij ontbrekende data is een inschatting gemaakt op basis van expert judgement.

Nr	Soort	NL populatie	Bruto	Saldering	Netto	1%-norm	Overschrijding?
1	Aalscholver	49500-56850	50	1	49	64	Nee
2	Appelvink	27000	14	0	14	157	Nee
3	Bergeend	19500-155000	102	6	97	99	Nee
4	Blauwborst	30000	10	0	10	150	Nee
5	Blauwe reiger	17000-33900	34	0	34	68	Nee
6	Boerenwaluw	450000	69	0	69	2817	Nee
7	Bontbekplevier	975-15500	12	0	12	19	Nee
8	Bonte strandloper	425000	245	33	212	1105	Nee
9	Bonte vliegenvanger	48000	15	0	15	254	Nee
10	Boompieper	120000	15	0	15	696	Nee
11	Bosrietzanger	270000	5	0	5	1431	Nee
12	Brandgans	51600-760000	7	0	7	365	Nee
13	Bruine kiekendief	3600	34	0	34	9	Ja
14	Buizerd	27000-50000	116	2	114	39	Ja
15	Dodaars	6450	5	0	5	13	Nee
16	Drieteenmeeuw	50000	16	1	14	59	Nee
17	Dwergmeeuw	20000	11	1	10	20	Nee
18	Eider	15750-81000	7	0	7	87	Nee
19	Ekster	150000	9	0	9	465	Nee
20	Fazant	165000	83	6	78	964	Nee
21	Fitis	1500000	67	0	67	8100	Nee
22	Fuut	30000-43500	8	1	8	74	Nee
23	Gekraagde roodstaart	79500	15	0	15	493	Nee
24	Gele kwikstaart	135000	18	0	18	630	Nee
25	Gierzwaluw	135000	428	28	400	259	Ja
26	Goudhaan	135000	84	4	80	1149	Nee
27	Goudplevier	190000	35	0	35	513	Nee
28	Grasmus	420000	15	0	15	2558	Nee
29	Graspieper	225000	108	0	108	1028	Nee
30	Grauwe gans	25500-550000	90	2	88	489	Nee
31	Grauwe vliegenvanger	75000	15	0	15	380	Nee
32	Groenling	225000	16	0	16	1253	Nee
33	Grote gele kwikstaart	10000	5	0	5	47	Nee
34	Grote lijster	45000	4	0	4	171	Nee
35	Grote mantelmeeuw	10200	80	2	77	10	Ja
36	Grote stern	54525	1	0	1	56	Nee
37	Grutto	186000	22	1	21	112	Nee
38	Havik	5700	3	0	3	10	Nee

39	Heggenmus	675000	63	0	63	3557	Nee
40	Holenduif	180000	86	0	86	810	Nee
41	Houtduif	1350000	110	3	107	5306	Nee
42	Houtsnip	7500	14	0	14	29	Nee
43	Huismus	2250000	6	0	6	9653	Nee
44	Huiszwaluw	78500	89	0	89	463	Nee
45	Ijsgors	3000	5	0	5	11	Nee
46	Kanoet	165000	9	0	9	262	Nee
47	Kauw	600000	28	2	25	1836	Nee
48	Keep	200000	15	0	15	822	Nee
49	Kemphaan	6500	15	0	15	31	Nee
50	Kerkuil	8400	12	0	12	24	Nee
51	Kievit	635000-750000	120	3	117	2043	Nee
52	Kleine karekiet	600000	64	0	64	3180	Nee
53	Kleine mantelmeeuw	15000	147	4	143	13	Ja
54	Kleine strandloper	5000	12	8	4	8	Nee
55	Kluut	15450	19	3	16	34	Nee
56	Kneu	135000	52	5	47	849	Nee
57	Knobbelzwaan	18000-46000	24	4	21	48	Nee
58	Kokmeeuw	321000-520000	754	38	717	1040	Nee
59	Kolgans	895000	8	0	8	2470	Nee
60	Koolmees	1650000	23	0	23	7557	Nee
61	Koperwiek	1000000	488	6	482	5700	Nee
62	Krakeend	19500-88000	18	1	17	151	Nee
63	Kramsvogel	1000000	416	0	416	5900	Nee
64	Kruisbek	5400	3	0	3	29	Nee
65	Kuifeend	48000-210000	39	0	39	374	Nee
66	Meerkoet	385000-465000	79	1	78	1271	Nee
67	Merel	3150000	551	6	544	11025	Nee
68	Nachtegaal	21000	5	0	5	113	Nee
69	Nijlgans	14250-42500	3	0	3	77	Nee
70	Noordse kwikstaart	10000	5	0	5	47	Nee
71	Noordse stem	3075	5	0	5	3	Ja
72	Noordse stormvogel	10000	2	1	1	3	Nee
73	Oeverloper	50000	26	0	26	78	Nee
74	Oeverzwaluw	79500	35	0	35	557	Nee
75	Paapje	1050	5	0	5	6	Nee
76	Patrijs	33000	17	2	16	149	Nee
77	Pimpelmees	900000	15	0	15	4212	Nee
78	Purperreiger	2295	1	0	1	6	Nee
79	Putter	52500	44	0	44	330	Nee
80	Regenwulp	30000	4	0	4	33	Nee
81	Rietgors	255000	40	0	40	1168	Nee
82	Rietzanger	67500	39	0	39	524	Nee
83	Ringmus	300000	15	0	15	1701	Nee
84	Roek	150000	4	0	4	315	Nee

85	Roerdomp	1050	6	0	6	3	Ja
86	Roodborst	1200000	83	0	83	6972	Nee
87	Roodborsttapuit	21000	5	0	5	111	Nee
88	Rosse grutto	165000	18	0	18	470	Nee
89	Rotgans	88500	3	0	3	89	Nee
90	Scholekster	315000	154	6	148	378	Nee
91	Sijs	100000	15	0	15	539	Nee
92	Slechtvalk	440-480	2	0	2	1	Ja
93	Slobeend	25500-26500	7	0	7	109	Nee
94	Smient	990000	26	1	25	4653	Nee
95	Sperwer	13500	15	1	13	42	Nee
96	Spotvogel	63000	19	0	19	315	Nee
97	Spreeuw	2100000	1480	7	1473	6573	Nee
98	Sprinkhaanzanger	15000	10	0	10	80	Nee
99	Steenloper	5950	9	0	9	8	Ja
100	Stormmeeuw	345000	83	3	80	483	Nee
101	Tafeleend	5700-63500	2	0	2	121	Nee
102	Tapuit	10000	15	0	15	54	Nee
103	Tjiftjaf	1725000	72	0	72	11972	Nee
104	Toendrarietgans	260000	1	0	1	598	Nee
105	Torenvalk	18750	53	1	52	58	Nee
106	Tuinfluitier	405000	34	0	34	2025	Nee
107	Tureluur	67500	34	2	32	176	Nee
108	Veldleeuwrik	180000	100	0	100	877	Nee
109	Vink	1950000	75	0	75	8015	Nee
110	Visdief	45000	81	2	79	45	Ja
111	Waterhoen	27000-142500	57	2	56	320	Nee
112	Waterral	8550	32	1	32	26	Ja
113	Watersnip	10000	37	0	37	52	Nee
114	Wilde eend	560000-1275000	487	18	469	3395	Nee
115	Winterkoning	1650000	17	0	17	11237	Nee
116	Wintertaling	95000	18	1	16	447	Nee
117	Witte kwikstaart	315000	115	0	115	1622	Nee
118	Wulp	21300-200000	87	1	85	292	Nee
119	Zanglijster	420000-1000000	779	0	779	3103	Nee
120	Zilvermeeuw	145000	961	30	930	174	Ja
121	Zilverplevier	70500	6	0	6	99	Nee
122	Zomertaling	5250	3	0	3	18	Nee
123	Zwarte kraai	255000	85	0	85	1224	Nee
124	Zwarte mees	105000	15	0	15	599	Nee
125	Zwarte roodstaart	96000	10	0	10	595	Nee
126	Zwarte stern	4088-21500	31	0	31	13	Ja
127	Zwarte zee-eend	35500	4	0	4	77	Nee
128	Zwartkop	885000	81	0	81	4991	Nee

Arcadis Nederland B.V.

Postbus 63

9400 AB Assen

Nederland

+31 (0)88 4261 261

www.arcadis.com

Projectnummer: C05062.000147

Onze referentie: 079453291 A